

**Dottorato Energia e Ambiente**

**Il suolo conteso: potenzialità e limiti della valutazione dei servizi ecosistemici nella pianificazione locale**

**Francesca Assennato**



**Sapienza Università degli studi di Roma**

**2018**



Tesi di dottorato in Energia e ambiente XXIX ciclo. Coordinatore Prof. Massimo Corcione.

Facoltà di ingegneria, Dipartimento di Ingegneria Astronautica, Elettrica ed Energetica (DIAEE)  
Università di Roma La Sapienza

Data: luglio 2018

Tutor: Prof. Massimo Corcione

*Signori architetti  
che fate progetti  
precisi e perfetti  
di case e palazzi,  
di torri e terrazzi,  
di seminterrati,  
di interi isolati,  
di grandi cantieri,  
di enormi quartieri...  
che bravi che siete!  
E già lo sapete.*

*Talvolta però  
– scusate un po' –  
siete anche distratti.*

*Scordate, difatti,  
che in quei palazzoni  
di quei quartierini  
ci debbono stare,  
coi grandi abitare  
bambini a dozzine.*

*Si gioca... sul tetto  
nel vostro progetto?*

***Un pezzo di prato  
l'avete lasciato?***

*Su, siate gentili,  
fate anche cortili.  
Pensateci un poco  
ai campi da gioco...*

*Lasciateci appena  
lo spazio, che poi  
a far l'altalena  
pensiamo da noi,  
sarà cura nostra  
farci anche una giostra!*

**Gianni Rodari**

## Ringraziamenti

Non sarebbe stato possibile realizzare questo lavoro senza il supporto di tutti quelli che mi hanno guidata, prima tra tutti la compianta Prof. Macchi, che mi ha seguita e guidata per tutta la fase di impostazione e approfondimento e al cui ricordo sarò sempre affezionata e al Prof. Corcione che mi ha seguita con grande generosità per la chiusura finale.

Un sincero ringraziamento anche a tutti i colleghi dell'ISPRA e del progetto LIFE SAM4CP, con cui ho condiviso tanta parte delle elaborazioni dalle quali la ricerca ha preso spunto.

Alla mia famiglia.

## Abstract

In Italia il suolo è stato oggetto di artificializzazione e fenomeni di degrado a ritmi insostenibili, con un consumo di suolo che continua ad aumentare nonostante l'attenzione scientifica, mediatica e legislativa. In Italia la principale sede di decisioni sul consumo di suolo sono i piani urbanistici. La Valutazione dei Servizi ecosistemici (VAL SE) nasce per favorire la considerazione del valore della natura nei processi decisionali e di definizione di policy, e, di conseguenza, può evidenziare il valore del suolo e supportare la pianificazione verso scelte più consapevoli ed equilibrate. Tuttavia, nonostante vi sia un crescente interesse anche da parte delle istituzioni, permane la carenza di un riferimento condiviso sia nella concettualizzazione sia nella applicazione della VAL SE, in particolare nella pianificazione territoriale ed urbanistica. Questa ricerca è stata svolta accompagnando l'evoluzione delle attività dell'ISPRA in materia di consumo di suolo e servizi ecosistemici ed in particolare del progetto LIFE SAM4CP, dedicato proprio alla considerazione dei servizi ecosistemici del suolo nella pianificazione. Il tema affrontato è il potenziale campo di applicazione della VAL SE, indagato a partire dalle correnti definizioni e framework interpretativi proposti e/o utilizzati, per arrivare ad una analisi di alcune esperienze di integrazione nei piani urbanistici condotte in Italia. In particolare, si tratta di esperienze a scala locale del progetto LIFE SAM4CP e di un altro progetto europeo sempre dedicato al suolo, il SOS4LIFE, nonché altre attività relative all'assetto urbano relative al Comune di Roma, per il quale in conclusione si propone un tentativo di traduzione nella pratica della VAL SE nell'ambito del nuovo progetto LIFE4SOIL che è in fase di avviamento. La ricerca è rivolta a due questioni specifiche: se la VAL SE è utile come strumento 1. per una lettura dei valori e dei costi ambientali e sociali del suolo, e 2. per il rafforzamento del contesto decisionale e del processo di pianificazione. L'approfondimento delle metodologie di valutazione dei singoli servizi ecosistemici e l'analisi comparativa dei casi studio svolta hanno evidenziato potenzialità e limiti della VAL SE e costituiscono un primo passo verso una efficace applicazione di questa innovativa e potente metodologia di valutazione. I risultati evidenziano che la VAL SE è uno strumento molto efficace nella rappresentazione dei valori del suolo in un linguaggio e con misure adatte al confronto con le pratiche della pianificazione. Tuttavia, è uno strumento complesso dal punto di vista metodologico, procedurale, normativo e politico, potenzialmente soggetto ad utilizzi impropri e con risultati fuorvianti, con ancora molta aleatorietà nella scelta dei modelli di calcolo, nella selezione dei valori di input e nella definizione dei valori economici. In nessuno dei casi analizzati l'applicazione di questa metodologia si è accompagnata ad un "saldo zero" di consumo di suolo, dimostrando che il solo inserimento della VAL SE, in assenza di un obiettivo a monte di non consumo di suolo, quantificato e non aggirabile, non può essere sufficiente a tutelare il suolo italiano da ulteriori aggressioni.

In Italy soil suffered artificialization and degradation phenomena at unsustainable rates, with soil consumption continuously increasing despite scientific, media and legislative attention. Urban planning is the main forum for land consumption decisions in Italy. The Ecosystem Services Assessment (ESA) was created to encourage the consideration of the value of nature in decision-making and policy-making processes, and, consequently, can highlight the soil value and support planning towards more conscious and balanced choices. Nevertheless, although there is a growing interest on the institutions side, a lack of shared reference both in the conceptualization and in the application of the ESA, particularly as far as territorial and urban planning are concerned, remains. The present research was carried on accompanying the evolution of ISPRA's activities about land use and ecosystem services, and particularly the LIFE SAM4CP project, devoted to the soil ecosystem services integration in planning. The topic addressed is the potential ESA field of application, analysed starting from the present definitions and frameworks proposed and / or used, to reach the analysis of some Italian ESA urban plans integration experiences, particularly the LIFE SAM4CP local experiences and another European project dedicated to the soil, the SOS4LIFE project, as well as other actions related to Rome Municipality urban planning, for which a guideline is proposed for further ESA implementation under the new LIFE4SOIL project, which is about to start. The research targets are two specific issues about the ESA: if it is useful 1) as a tool to assess environmental and social values and costs of the soil, and 2) the decisional context and planning process empowerment. Detailed study of assessment methodology of each ecosystem service and case studies comparative analysis point out potentials and limits of the ESA, offering a contribution towards an effective application of this innovative and powerful evaluation methodology. The results show that the ESA is a very effective tool providing a representation of soil values in a language and with values suitable for discussion within planning processes. However, the complexity it is a complex tool from the methodological, procedural, regulatory and political point of view, potentially subject to improper uses and with misleading results, with still much uncertainty in the choice of calculation models and input values and in the assignment of economic values. In none of the cases analysed, the application of this methodology was accompanied by a "zero balance" of land consumption, demonstrating that the inclusion of ESA only, in the absence of an upstream target of non-consumption of land, quantifiable and not circumvented, it can not be enough to protect Italian soil from further aggression.

## Sommario

Introduzione.....	13
Quadro concettuale .....	16
1.1 Le dimensioni ambientali e sociali del consumo di suolo .....	16
1.2 Il conflitto tra uso sostenibile del suolo e il consumo di suolo: perché è difficile evitare e limitare il consumo di suolo in Italia .....	18
1.3 Gli obiettivi di tutela del suolo a livello europeo e internazionale .....	24
1.4 Prospettive della limitazione del consumo di suolo in Italia.....	27
1.5 I Rapporti sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici dell'ISPRA..	31
1.6 Il progetto LIFE SAM4CP.....	31
1.7 Ecosistemi, funzioni e servizi ecosistemici .....	33
1.8 Il suolo, le sue funzioni ed i servizi ecosistemici che ci offre .....	50
1.9 Servizi ecosistemici, consumo di suolo e pianificazione .....	64
1.10 Il simulatore SIMULSOIL .....	68
Ipotesi e obiettivi di ricerca.....	71
Materiali e metodi .....	72
1.11 Carta di uso e copertura del suolo.....	72
1.12 La quantificazione dei SE .....	76
1.13 Metodi utilizzati per la valutazione biofisica e economica dei SE.....	78
1.14 Le principali differenze tra la valutazione a scala nazionale e la valutazione nel SAM4CP a scala locale .....	126
1.15 Analisi delle applicazioni della VAL SE nella pianificazione locale.....	130
Risultati .....	132
1.16 I numeri del consumo di suolo in Italia e le stime dei SE a livello nazionale.....	132
1.17 Le applicazioni a scala locale nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP.....	143
1.18 Altre esperienze di valutazione a scala locale .....	200
1.19 Il caso di Roma .....	219
Discussione.....	235
1.20 Limiti della valutazione dei servizi (soprattutto di quella economica) e raccomandazioni per lo sviluppo della ricerca .....	235
1.21 Applicazioni e limitazioni delle metodologie analizzate.....	238
1.22 Alcune osservazioni sulla metodologia di valutazione locale - SAM4CP.....	247
Conclusioni.....	251
1.23 Indicazioni per un framework per la valutazione dei SE a Roma .....	253
1.24 Raccomandazioni per lo sviluppo della ricerca .....	256
Bibliografia .....	258

## Lista delle figure

Figura 1 - Modello DPSIR (determinanti, pressioni, stato, impatti, risposte) applicato al consumo di suolo. Fonte: ISPRA. ....	21
Figura 2 Scenari di nuovo consumo di suolo in Italia tra il 2016 e il 2050 (in km <sup>2</sup> per anno e in km <sup>2</sup> complessivi). Fonte: ISPRA, 2017. ....	28
Figura 3 Andamento temporale della produzione scientifica .....	35
Figura 4 Confronto temporale tra memi vicini ai SE .....	37
Figura 5 numerosità di articoli per i diversi memi .....	38
Figura 6 distribuzione della produzione scientifica .....	38
Figura 7 Sviluppo della letteratura Fonte: Gómez-Baggethun, et al., 2010, cited by UK NEA UK NEAFO Work Package 10: Tools, application, benefits and linkages for ecosystem science. ....	39
Figura 8 Schema interpretativo della relazione ecosistemi-sistema socioeconomico Fonte Maes, 2013.....	39
Figura 9 Componenti del Capitale naturale. Fonte: Maes, 2013 .....	42
Figura 10 Schema dei rapporti di scala. Fonte: MEA, 2005 .....	44
Figura 11 Schema a cascata modificato. Fonte: Spangenberg, 2014 modificato da Haines-Young e Potshin 2011 .....	45
Figura 12 Schema di classificaione dei SE. Fonte: TEEB Synthesis report 2010 .....	47
Figura 13 Strumenti di valutaizione dei SE. Fonte: Bagstad, 2013 .....	49
Figura 14 Funzioni e servizi del suolo in relazione ai Sustainable Development Goals (UN-SDG's) (Keesstra et al., 2016). ....	50
Figura 15 . Framework logico dei servizi ecosistemici del suolo in funzione del suo capitale naturale (da Dominati et alii, 2011).....	51
Figura 16 Framework con i servizi ecosistemici e agro-ecosistemici del suolo (Dominati et alii, 2010 .....	52
Figura 17 le tradizionali funzioni del suolo in diversi contesti di uso del suolo (da Schulte, 2014) ..	53
Figura 18 Relazioni ipotetiche fra intensità d'uso del suolo, indice di abbondanza specifica media (Mean Species Abundance, MSA) ed altri SE (Braat e ten Brink., 2008). ....	57
Figura 19 tipologie di valutazione economica .....	59
Figura 20 Proposta di definizioni per lo schema a cascata (La Notte, 2017).....	60
Figura 21 Servizi (e funzioni) ecosistemiche su base CICES (basata su Van der Meulen et al., 2018, Dominati, 2010, Adhikari and Hartemink, 2016) .....	77
Figura 22 Rappresentazione della superficie a monte e del percorso di flusso di un determinato pixel considerati dal modello (Sharp et al., 2016). ....	110
Figura 23 Illustrazione di un esempio per il calcolo dell'efficienza di ritenzione lungo un semplice percorso di flusso composto da 4 pixel di prato e 3 pixel di foresta (Sharp et al., 2016). ....	123

Figura 24 Consumo di suolo a livello comunale in percentuale sul territorio amministrato. Anno di riferimento: 2016. Fonte: ISPRA, 2017. ....	134
Figura 25 Principali cambiamenti da suolo agricolo, naturale e seminaturale verso suolo a copertura artificiale avvenuti tra il 2012 e il 2016. Fonte: ISPRA, 2017. ....	136
Figura 26 Frammentazione .....	138
Figura 27 distribuzione dei costi della perdita di SE .....	140
Figura 28 Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (costi complessivi) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2016, in Euro per anno per comune .....	141
Figura 29 Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (costi complessivi) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2016, in Euro per anno per provincia. ....	142
Figura 30 I comuni della sperimentazione SAM4CP .....	143
Figura 31 Confronto tra t0-t1-t2 per i SE – Fonte: relazione tecnica di assoggettabilità del piano	157
Figura 32 mappa del VALTOT T0 da Allegato D alla relazione illustrativa .....	159
Figura 33 confronto tra i valori dei SE nelle diverse classi di uso del suolo (Salata, 2018) .....	160
Figura 34 mappe per l’HQ di Bruino allo stato di fatto T0 e di variante T2 prodotte dal progetto LIFE SAM4CP .....	160
Figura 35 tipologia di aree di variante .....	162
Figura 36 evoluzione del consumo di suolo Fonte:Life SAM4CP .....	169
Figura 37 localizzaione dei residui del vigente PRG e interventi di variante .....	171
Figura 38 Mappe intervento n.3 piano vigente T1 e variante T2 .....	172
Figura 39 definizione delle aree di transizione .....	173
Figura 40 consumo di suolo confronto tra scenari .....	<b>Errore. Il segnalibro non è definito.</b>
Figura 48 Stato attuale dell’area di fontaneto.....	175
Figura 42 Mappa hotspot dei SE nell'area Fontaneto .....	177
Figura 43 valori dei SE nelle aree di intervento .....	177
Figura 44 Rete ecologica locale di Chieri .....	178
Figura 45 Confronto del VALTOT tra t0 e t2 .....	178
Figura 46 mappe per l’HQ di Chieri allo stato di fatto T0 e di variante T2 prodotte dal progetto LIFE SAM4CP.....	179
Figura 47 mappe per WY di Chieri allo stato d fatto T0 e di variante T2.....	179
Figura 48 Andamento temporale del consumo di suolo a None.....	184
Figura 49 Tabella dell'uso del suolo allo stato di fatto .....	184
Figura 50 Residui di piano a None .....	<b>Errore. Il segnalibro non è definito.</b>
Figura 51 Tabella dei residui - superfici .....	188
Figura 52 Tabella dell'uso del suolo a None .....	189

Figura 53 composizione delle mappe degli Hotspots dei SE e dei residui di piano estratte dalla relazione di assoggettabilità .....	191
Figura 61 Planimetria intervento I5 .....	193
Figura 55 Estratto da documentazione di progetto SOS4LIFE (presentazione di Ungaro), 2017....	201
Figura 56 Estratto da documentazione di progetto SOS4LIFE .....	203
Figura 57 Tabella dei SE nel progetto SOS4life (Calzolari et al 2016) .....	203
Figura 58 Mappe dei SE per il Comune di Forli .....	205
Figura 59 tabella di confronto dei SE evoluzione 1976-2008 .....	206
Figura 60 Rendering della lottizzazione - fonte Legambiente .....	207
Figura 61 Descrizione dei servizi ecosistemici dell'area Idice.....	208
Figura 62 diagramma di confronto Impatto della lottizzazione sui servizi ecosistemici .....	209
Figura 63 Lo schema valutativo Vulnerabilità/Resilienz della Regione Lombardia .....	213
Figura 64 gli ambiti del piano.....	216
Figura 65 Carta dei valori del X Municipio .....	221
Figura 66.....	224
Figura 67 i SE del X Municipio di Roma .....	224
Figura 75 Il progetto Roma Resiliente.....	225
Figura 76 Analisi degli attori e delle dimensioni di giustizia ambientale nel X municipio di Roma.	226
Figura 77 Relazione tra SE e dimensioni di giustizia ambientale - caso del X Municipio di Roma....	226

### **Lista delle tabelle**

Tabella 1 Elenco ragionato delle normative regionali. Fonti dei dati: es. Dossier ANCI-Urban@it 2017, Rapporto ANCE 2016, Dossier camera e senato ddl, fonti web regionali. ....	30
Tabella 2 Analisi quantitativa dei riferimenti di letteratura .....	35
Tabella 3 Analisi qualitativa dei principali riferimenti .....	38
Tabella 4 Definizioni di SE. Haya et al. 2014 .....	46
Tabella 5 Confronto tra MA, TEEB e CICES Fonte: Rielaborazione da CICES, 2014 .....	48
Tabella 6 Tipologie di strumenti non economici.....	49
Tabella 7 VET Fonte: Defra, 'An introductory guide to valuing ecosystem services', 2007.....	61
Tabella 8 Tecniche di valutazione economica dei servizi ecosistemici. Fonte: TEEB, 2010 .....	62
Tabella 9 Metodi di valutazione economica dei SE .....	63
Tabella 10 Corrispondenze utilizzate per la riclassificazione della carta di uso e copertura del suolo .....	73
Tabella 11 Tipologie di copertura nelle classi della Carta nazionale del consumo di suolo (ISPRA) .	74
Tabella 12 Legenda della carta di uso e copertura del suolo ISPRA 2012 al IV livello di classificazione.....	74

Tabella 13 Servizi ecosistemici considerati nell'analisi.....	79
Tabella 14 Valori di contenuto di carbonio per classe d'uso del suolo (da Sallustio et al. 2015).....	83
Tabella 15 Valori dello stock di carbonio e dell'accrescimento per alcune produzioni agricole.....	83
Tabella 16 Classi di uso del suolo utilizzate per la valutazione della qualità degli Habitat .....	87
Tabella 17 Valori di input per il modello Habitat Quality di InVEST derivati dall'indagine: compatibilità delle specie con le classi di uso e copertura del suolo e, tra parentesi, deviazione standard e coefficiente di variazione (Sallustio et al., 2017).....	88
Tabella 18 Valori di input per il modello Habitat Quality derivati dall'indagine: sensibilità degli habitat alle minacce, peso e massima distanza di influenza. Tra parentesi deviazione standard e coefficiente di variazione (Sallustio et al., 2017).....	88
Tabella 19 Valori economici per tipologia di Habitat.....	91
Tabella 20 – Principali specie impollinatrici sul territorio italiano .....	95
Tabella 21 Studi di interesse per la valutazione dei servizi offerti dal suolo (selezione degli studi che esplicitano aspetti di Landscape structure) Fonte; Hackbart et al, 2017 .....	103
Tabella 22 il modello WaTEM/SEDEM Fonte: ESDAC <a href="https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/soil-threats-data">https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/soil-threats-data</a> .....	107
Tabella 23 Principali studi sui water ecosystem services .....	116
Tabella 24 Valori economici per diversi metodi di valutazione della risorsa idrica in ambito industriale .....	119
Tabella 25 Valori di HQ.....	128
Tabella 26 modelli di valutazione economica.....	126
Tabella 27 Stima preliminare dei costi annuali minimi e massimi dovuti al consumo di suolo avvenuto tra il 2012 e il 2016 in Italia. Fonte: elaborazioni ISPRA .....	140
Tabella 28 Consumo di suolo nei comuni della sperimentazione .....	143
Tabella 29 scheda sintetica VAS Regione Piemonte .....	148
Tabella 30 Definizioni e dimensioni nella metodologia .....	151
Tabella 31 Consumo di suolo a Bruino.....	154
Tabella 32 andamento dell'incremento % di consumo di suolo e popolazione Fonte: Progetto LIFE SAM4CP.....	154
Tabella 33 valori dei SE a Bruino .....	158
Tabella 34 Valori dei SE per Bruino – confronto delle variazioni T0-T1 e T0-T2. Elaborazione su dati delle relazioni di piano .....	158
Tabella 35 consumo di suolo - confronto tra scenari .....	164
Tabella 36 uso del suolo a Chieri .....	168
Tabella 37 Consumo di suolo a Chieri .....	168
Tabella 38 Residui di piano - superfici .....	170
Tabella 39 valori dei SE .....	174

Tabella 40 consumo di suolo confronto tra scenari .....	181
Tabella 41 Consumo di suolo a None.....	183
Tabella 42 differenze di uso del suolo tra t0 e t2 .....	189
Tabella 43 consumo di suolo a None confronto tra scenari .....	190
Tabella 44 consumo di suolo a None confronto tra scenari -2.....	190
Tabella 45 Valori biofisici dei SE a None .....	192
Tabella 46 Valori economici dei SE a None .....	192
Tabella 47 valori dei SE nell'area di intervento.....	193
Tabella 48 I servizi ecosistemici nell'area di Idice.....	207
Tabella 49 Individuazione dei SE di interesse locale e selezione degli strati informativi per la loro rappresentazione. Fonte: Città di Romano di Lombardia, 2018.....	215
Tabella 50 Consumo di suolo a Roma riseptto allo scenario 2030 .....	230
Tabella 51 tipologia di aree nel territorio comunale .....	230
Tabella 52 Stima dei SE per Roma - scenario 2030.....	232
Tabella 53 Principali evidenze dai casi studio .....	239

## **Il suolo conteso: potenzialità e limiti della valutazione dei servizi ecosistemici nella pianificazione locale**

### **Premessa**

Questa ricerca è il frutto di un lungo percorso che ha preso l'avvio con le attività di analisi ed approfondimento dell'ISPRA in materia di consumo di suolo, e si è sviluppato in modo integrato attraverso numerose collaborazioni, pubblicazioni e confronti, nonché con le attività del progetto europeo LIFE SAM4CP, dedicato proprio all'approfondimento del tema dei servizi ecosistemici (nel seguito SE) del suolo. Si fa presente che la collaborazione con il progetto europeo LIFE SAM4CP che termina nel 2018 vede la scrivente direttamente impegnata nel gruppo di lavoro del progetto per ISPRA.

Le elaborazioni e gli approfondimenti prodotti dal lavoro di ricerca hanno contribuito allo sviluppo della valutazione nazionale dei SE del suolo, che a partire dal 2016 l'ISPRA offre attraverso il Rapporto sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, e sono stati integrati per la realizzazione del Rapporto sul Capitale Naturale (ed. 2016 e 2017). Sono stati inoltre forniti contributi a diversi gruppi di lavoro sempre sui temi della ricerca tra cui il GdL Stati generali della Green Economy sul capitale naturale.

Il lavoro di ricerca è stato svolto anche attraverso confronti sul tema in occasione della presentazione di lavori in diverse conferenze (INU, Sapienza-ISPRA, ISPRA, SIU, AESOP) e con il lavoro sul campo, svolto sia nell'ambito del progetto europeo LIFE SAM4CP, che ha riguardato alcune applicazioni della VAL-SE a scala nazionale e locale (quattro comuni della Città Metropolitana di Torino), che si chiude il 30 giugno 2018, sia nell'ambito di iniziative promosse dal Comune di Roma, in particolare il progetto Roma Resiliente finanziato dalla Fondazione Rockefeller e il programma di Conferenze Urbanistiche Cittadine di Roma Capitale. Infine è stato svolto uno studio dei SE prima su un'area del comune di Roma (X Municipio), e successivamente sull'intero Comune di Roma rispetto a scenari applicativi del piano regolatore vigente, i cui risultati sono stati presentati nella conferenza del 29 maggio 2017 presso il Comune di Roma.

# 1 Introduzione

La discussione sulla sostenibilità ambientale e sulla scarsità di risorse naturali parte da lontano (Meadows, 1972) ma è tutt'ora aperta, con l'attuale dibattito incentrato sul Capitale Naturale e sui servizi ecosistemici ovvero i benefici che esso offre all'uomo (Costanza et al, 1997).

Nel dibattito sulle risorse scarse, il suolo è stato troppo a lungo dimenticato (Van der Meulen, 2018), pur essendo di enorme valore per la vita umana e per l'equilibrio dell'ecosistema in generale, poiché rappresenta la piattaforma della nostra vita e non è sostituibile da tecnologia o innovazione. I mutamenti climatici esaspereranno ulteriormente gli effetti di questa scarsità, poiché aumentano la pressione delle migrazioni, da parte del sud del mondo all'accesso alle aree più ricche, aumentano la pressione sull'agricoltura per fini energetici, avanza anche in Europa Meridionale la desertificazione e gli eventi climatici estremi contribuiscono al danneggiamento dell'ormai delicatissimo equilibrio tra suoli naturali e aree antropizzate. Al contempo sono sempre di più le aree dichiarate contaminate o abbandonate ed è difficile trovare le risorse per la rigenerazione.

Sul tema consumo di suolo e impermeabilizzazione si è avuta una ampia elaborazione scientifica e istituzionale (ISPRA, 2016 e 2017a) e più di recente una forte discussione politica sia a livello europeo che italiano (proposte di direttive e progetti di legge), che pur non arrivando alla definizione di norme rappresenta comunque un importante riferimento per le politiche nazionali e locali. Con diverse soluzioni possibili, il quadro delle esigenze è però piuttosto chiaro: in Europa (e non solo) è indispensabile tutelare la qualità dei suoli e limitarne il consumo.

Vi sono numerosi esempi in Europa sui modi in cui la pianificazione può confrontarsi con l'obiettivo collettivo della limitazione del consumo di suolo, specialmente nei contesti urbani, e più in generale su come il tema della tutela della biodiversità e della giustizia ambientale possano essere considerati nella elaborazione delle valutazioni tecniche ed economiche utilizzate come base per le scelte di uso del suolo. Tuttavia, rimane ancora qualche ostacolo da affrontare perché tali iniziative e strumenti trovino un'applicazione diffusa, sistematica e condivisa.

Tra i limiti posti alle attività umane dalla finitezza delle risorse naturali, quello della scarsità di suolo non urbanizzato, di qualità e in aree adatta alla coltivazione (ma anche alla futura urbanizzazione) si porrà nel futuro con sempre maggiore urgenza. Ma ancora si fa fatica a far passare nella consapevolezza dei diversi attori (amministratori, politici, ricercatori, cittadini) che il consumo di suolo è e sarà un problema per tutti, per l'intera comunità presente, locale e globale e per le generazioni future.

In queste condizioni il conflitto sociale che permea ed è anche l'effetto dei diversi interessi sull'uso delle risorse, riguarda anche l'uso del suolo. Non tutti gli usi e i valori del suolo intorno ai quali si concentrano gli interessi sono espliciti e rappresentati. Il disagio del cittadino moderno è certamente collegato, in modo a volte non consapevole, con la percezione di un'insostenibilità della propria condizione e della "inconoscibilità" delle cause. I processi appaiono perciò ingovernabili, in altre parole governati secondo valori non soddisfacenti. Si pone dunque la necessità di muovere verso una gestione equa e sostenibile della risorsa suolo e ridurre la conflittualità sociale ed i relativi costi sociali e ambientali.

Le raccomandazioni internazionali per garantire un uso più sostenibile delle risorse naturali (es. Strategia sulla biodiversità fino al 2020) indicano nella tutela del capitale naturale uno dei cardini per la sostenibilità della vita dell'uomo sulla terra. La valutazione dei benefici offerti da questo capitale, attraverso la identificazione degli ecosistemi e dei servizi che producono, è una delle sfide che la conoscenza scientifica e la pratica gestionale hanno di fronte nei prossimi anni.

L'approccio della valutazione dei servizi ecosistemici offre dunque una opportunità per esplorare nuove modalità di valutazione e di integrazione della sostenibilità nelle scelte di trasformazione del territorio. Il punto di forza di questo approccio è rendere visibili e misurabili i servizi forniti dalle risorse naturali. La valutazione dei SE si presenta dunque come metodo interessante anche per la valutazione della risorsa suolo (Dominati, 2010) e dunque una potenziale innovazione per la pianificazione territoriale e urbana (de Groot, et al. 2010, Potshkin et al., 2013, Wu, 2014). Già il Rapporto sullo stato dell'ambiente europeo (EEA, 2010) affermava che nelle aree più dotate di servizi ecosistemici, in grado di mantenere una buona qualità degli ecosistemi che lo costituiscono e di valorizzarne i servizi, il territorio e la comunità umana che vi risiede sono più resilienti e meno vulnerabili. Non vi è dubbio, dunque, che la pianificazione debba integrare questi aspetti ed esplorare modalità applicative per assicurare uno sviluppo territoriale sostenibile.

Negli ultimi decenni, il concetto di servizi ecosistemici è stato oggetto di un crescente interesse per le sue applicazioni alla gestione sia a livello globale, regionale e negli ultimi anni anche alla scala della pianificazione locale con un crescente numero di esempi applicativi e casi studio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; TEEB, 2010; UK NEA, 2010; MAES -JRC/CE 2012, etc.).

L'elaborazione scientifica ha condotto ad alcune sistematizzazioni che aiutano a far convergere gli sforzi della ricerca e le applicazioni, tuttavia rimane aperto il dibattito su come applicare questo approccio innovativo e pervasivo, su quale sia il livello giusto per la considerazione dei servizi ecosistemici e su quali servizi si debba concentrare l'attenzione. Alla scala globale, grazie agli obiettivi di salvaguardia della biodiversità posti a livello internazionale che hanno portato alla necessaria valutazione degli ecosistemi per programmare monitoraggio, tutela e conservazione, le metodologie sono più mature, con disponibilità di esempi applicativi e dati di riferimento (Costanza, 2014). Trasferire l'avanzamento metodologico nella realtà del processo decisionale è ancora una sfida (Ruckelshaus, M et al 2013), soprattutto al livello locale dove ricchezza, salute, valori culturali e altri parametri del benessere umano assumono una rilevanza prioritaria e a questi è necessario relazionarsi. Alla scala locale sono stati evidenziati due principali ostacoli: da una parte la specificità dei territori impone analisi più dettagliate e una raccolta di dati più onerosa e nel considerare le relazioni e gli scambi/bilanci tra ecosistemi (Bagstad, 2013), dall'altra bisogna considerare che persiste un problema di intrinseca complessità della sostenibilità urbana (Wu, 2014) che non consente eccessive schematizzazioni o generalizzazioni nell'affrontare le sfide emergenti. In particolare, si discute su quali aspetti debbano essere valutati esclusivamente o prioritariamente alla scala globale e quali alla scala locale.

In parallelo alla necessità di una maturazione dell'approccio scientifico, persiste inoltre una necessità di rafforzare le capacità del decisore e del pianificatore locale nell'uso di questi approcci e strumenti. Si manifesta infatti nei casi applicativi una resistenza rispetto alla integrazione di temi ecosistemici ancora troppo spesso considerati come accessori della pianificazione territoriale e comunque come temi da sottoporre ai prioritari interessi di crescita economica in termini classici. I SE ci aiutano a dare evidenza al valore del suolo e consentono di aprire un dialogo, che ovviamente deve andare oltre il semplice "meccanismo economico di scambio di servizi ecosistemici" attraverso pagamenti, crediti o strumenti di fiscalità ambientale.

A cosa servono questi valori? In questa ricerca si parte dal presupposto che il riconoscimento del valore e della necessità di integrità di un territorio sono passaggi indispensabili a costruire la sostenibilità e la qualità delle attività umane in un territorio. Ciò nella convinzione che "*conoscere è indispensabile per deliberare*" (Einaudi, 1964).

L'esigenza di dare valore alle parti fondamentali del nostro mondo-territorio per la nostra qualità di vita riguarda anche il processo con il quale viene definito il modello di sviluppo-transizione-

sostenibilità del territorio. Come e dove inserire i SE nella programmazione-pianificazione-progettazione è ancora in discussione.

Esiste dunque un problema sociale relativo all'uso sostenibile delle risorse naturali scarse o non rinnovabili ed al valore ecosistemico del capitale naturale, che riguarda anche il suolo come risorsa sostanzialmente non rinnovabile come richiamato dal programma "land degradation-neutral world" (Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development, sept 2015).

In Italia il suolo è stato oggetto di artificializzazione e fenomeni di degrado con un consumo di risorsa a ritmi insostenibili: rispetto alla superficie nazionale si è passati dal 2,7% di suolo consumato degli anni '50 al 7,0% per il 2014 (pari a circa 21.000 chilometri quadrati di suolo consumato). Gli effetti diretti e indiretti provocati dal consumo di suolo interessano oltre la metà (circa il 54,9%) della superficie nazionale (Munafò et al., 2015). La competizione tra funzioni naturali e consumo di suolo come è noto riguarda in particolare le aree più utilizzabili in termini di urbanizzazione (McHarg, 1969) tra cui le fasce periurbane, la pianura e bassa collina e le aree costiere (Marchetti et al. 2014, Sallustio et al. 2013).

Non ci sono stati finora strumenti di policy ambientale efficaci nel limitare il consumo di suolo ed in assenza di altri strumenti efficaci volti alla tutela di questa importante risorsa, anche il Land use planning (LUP) in Italia ha finito per assecondare il progressivo consumo di risorsa. Tra le ragioni vi è che il contesto decisionale che genera i piani, in Italia straordinariamente confuso tra dispersione e duplicazione di competenze e formalità assurdamente cresciute (Benevolo, 2011), non include una serie di attori che potrebbero essere interessati a tutelare il suolo non consumato in quanto risorsa naturale portatrice di benefici, rappresentati e valutati come servizi ecosistemici (SE) (Costanza et al, 1997) forniti dal suolo alla comunità umana.

In questa ricerca si propone dunque di indagare la valutazione dei servizi ecosistemici (VAL-SE) come un metodo di valutazione ambientale innovativo, inclusivo degli elementi di sostenibilità ecologica e intergenerazionale, potenzialmente anche degli aspetti di sostenibilità sociale nell'uso del suolo (de Groot, et al. 2010). La ricerca proposta si riferisce ai servizi ecosistemici forniti dal suolo (Dominati,2010) con riferimento alla scala locale (Maes et al., 2012; Salvati et al., 2012) attraverso gli strumenti disponibili per la valutazione operativa dei SE a questa scala ed in particolare il modello InVest (Tallis et. Al 2013, AA.VV. 2015, Sharp, 2016). La questione che interessa qui è relativa alla potenzialità della valutazione dei servizi ecosistemici come metodologia per supportare la limitazione del consumo di suolo e favorire un uso equo e sostenibile della risorsa.

La domanda di ricerca è dunque relativa alla capacità di questa metodologia di far emergere valori ambientali e sociali della risorsa e supportare una riconfigurazione più equa del contesto decisionale nel Land-use Planning.

## 2 Quadro concettuale

### 2.1 Le dimensioni ambientali e sociali del consumo di suolo

Il consumo di suolo eccessivo che ha caratterizzato il modello di sviluppo occidentale sta producendo conseguenze insostenibili (Munafò et al., 2014). Il land-use planning si è dimostrato inefficace rispetto alla tutela della biodiversità e del valore ecologico delle risorse naturali, in particolare nel limitare il consumo di suolo, che rappresenta un danno enorme per la stessa sopravvivenza degli esseri umani. Il suolo è infatti lo *strato superiore della crosta terrestre, costituito da particelle minerali, materia organica, acqua, aria e organismi viventi, che rappresenta l'interfaccia tra terra, aria e acqua e ospita gran parte della biosfera<sup>1</sup>*, è una parte integrante e insostituibile del capitale naturale del pianeta Terra che svolge un ruolo strategico per il mantenimento dell'equilibrio dell'intero ecosistema.

Questo sottile mezzo poroso e biologicamente attivo è il risultato di complessi e continui fenomeni di interazione tra le attività umane e i processi chimici e fisici che vi avvengono (APAT, 2008; ISPRA, 2015) ed ospita una immensa quantità di organismi (*edaphon*) dalla cui attività dipendono la produzione di biomassa, la catena alimentare e la biodiversità terrestre (ISPRA, 2016) ed è anche uno dei contenitori della nostra evoluzione culturale, è la base delle bellezze dei nostri paesaggi ed è il supporto che ha permesso la crescita delle civiltà umane.

La maggior parte dei servizi resi dal suolo non coperto artificialmente ha un'utilità diretta e indiretta per l'uomo e appare cruciale, nell'ambito delle politiche di gestione e di pianificazione del territorio, valutare le ricadute delle diverse scelte, anche attraverso la stima dei costi e dei benefici associabili a diversi scenari di uso del suolo previsti. A questo volge l'analisi dei servizi ecosistemici del suolo.

La capacità di fornire questi servizi ecosistemici, ovvero i benefici che l'uomo ottiene, direttamente o indirettamente, dagli ecosistemi (Costanza *et al.*, 1997) e necessari al proprio sostentamento (Blum, 2005; Commissione Europea, 2006; UNEP - MEA, 2003), dipende direttamente dalle condizioni del suolo, che se di buona qualità e in buone condizioni è in grado di esplicare correttamente le proprie funzioni.

In generale un suolo può essere ritenuto in buone condizioni di salute se è dotato di un adeguato contenuto in sostanza organica, di una buona struttura e di una elevata diversificazione dei micro e macro organismi che lo popolano (Brevik, 2013). Il suolo è tuttavia una risorsa sostanzialmente non rinnovabile e fragile, perché si rinnova in tempi generalmente molto lunghi e può essere distrutto fisicamente in tempi molto brevi o alterato chimicamente e biologicamente, nonostante la sua resilienza, sino alla perdita delle proprie funzioni.

Le pressioni alle quali è stato sottoposto il suolo sono notevoli, l'incremento demografico accompagnato da una disordinata espansione dei centri urbani, lo sviluppo industriale e infrastrutturale, l'estrazione delle materie prime, lo sviluppo di pratiche agricole intensive e gli effetti locali dei cambiamenti climatici globali, hanno nel tempo determinato una situazione insostenibile che produce una serie di processi degradativi dei suoli. Rispetto a questa criticità, con l'obiettivo di tutelare i suoli in Europa, sono state esplicitamente identificate le principali minacce alla corretta funzionalità dei suoli che sono (Commissione Europea, 2006; 2012; JRC, 2016):

---

<sup>1</sup> Strategia tematica per la protezione del suolo, adottata dalla Commissione Europea nel 2006

- l'erosione, ovvero la rimozione di parte del suolo ad opera degli agenti esogeni (vento, acqua), spesso indotta o amplificata da fattori antropici;
- la diminuzione di materia organica, legata a pratiche agricole non sostenibili, deforestazioni, erosione della parte superficiale del suolo in cui la materia organica è concentrata;
- la contaminazione locale (siti contaminati), causata da fonti inquinanti puntuali e la contaminazione diffusa dovuta a molteplici punti di emissione;
- l'impermeabilizzazione (*sealing*), ovvero la copertura permanente di parte del terreno e del relativo suolo con materiale artificiale non permeabile;
- la compattazione, causata da eccessive pressioni meccaniche, conseguenti all'utilizzo di macchinari pesanti o al sovra-pascolamento;
- la salinizzazione, ovvero l'accumulo naturale (salinizzazione primaria) o antropicamente indotto (salinizzazione secondaria) nel suolo di sali solubili;
- le frane e le alluvioni;
- la perdita della biodiversità edafica, indotta dalle altre minacce, che determina lo scadimento di tutte le proprietà del suolo;
- la desertificazione, intesa come ultima fase del degrado del suolo.

Tra queste l'impermeabilizzazione continua a rappresentare la principale causa di degrado del suolo in Europa (Commissione Europea, 2012), risultato di una diffusione indiscriminata delle tipologie artificiali di uso del suolo che porta al degrado delle funzioni ecosistemiche e all'alterazione dell'equilibrio ecologico (Commissione Europea, 2013). È probabilmente l'uso più impattante che si può fare della risorsa suolo poiché ne determina la perdita totale o una compromissione tale della sua funzionalità dal limitare/inibire le funzioni produttive, regolative e fruttive che nei suoli impermeabilizzati sono inevitabilmente perse. Di conseguenza l'impermeabilizzazione diventa un costo ambientale (ISPRA, 2016).

Il termine consumo di suolo è emerso negli ultimi anni come rappresentazione di un insieme di trasformazioni e condizioni che sottraggono funzioni e qualità ai suoli, fino alla perdita di una risorsa ambientale fondamentale, a partire dal concetto di impermeabilizzazione (EEA, 2006).

Secondo gli ultimi rapporti nazionali sul tema (ISPRA, 2016; ISPRA 2017 e ISPRA 2018 in uscita), il consumo di suolo viene inteso come occupazione di superficie originariamente agricola, naturale o seminaturale, con una copertura artificiale di terreno, dunque una *variazione da una copertura non artificiale (suolo non consumato) a una copertura artificiale del suolo (suolo consumato)*. E' un processo prevalentemente dovuto alla costruzione di nuovi edifici, fabbricati e insediamenti, all'espansione delle città, alla densificazione o alla conversione di terreno entro un'area urbana, all'infrastrutturazione del territorio.

Da alcuni anni ISPRA effettua un monitoraggio del consumo di suolo (cfr. 1.4), che si basa sulla identificazione delle caratteristiche della effettiva copertura del suolo. Per *copertura del suolo (Land Cover)* si intende la copertura biofisica della superficie terrestre, comprese le superfici artificiali, le zone agricole, i boschi e le foreste, le aree seminaturali, le zone umide, i corpi idrici, come definita dalla direttiva 2007/2/CE<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup> Direttiva 2007/2/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 14 marzo 2007 che istituisce un'Infrastruttura per l'informazione territoriale nella Comunità europea (Inspire) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:108:0001:0014:it:pdf>

E' necessaria dunque la distinzione tra copertura del suolo, che ne descrive le caratteristiche fisiche e *l'uso del suolo (Land Use<sup>3</sup>)* che rappresenta, invece, il tipo di interazione prevista con l'attività umana ovvero come il suolo viene utilizzato. La maggior parte degli strumenti di mappatura e monitoraggio è stata per molto tempo riferita alle classi di uso del suolo, che tuttavia non sono adeguate a descrivere e distinguere le caratteristiche biofisiche necessarie a evidenziare il fenomeno del consumo di suolo.

L'impermeabilizzazione del suolo, ovvero la copertura permanente con materiali artificiali (quali asfalto o calcestruzzo) per la costruzione, ad esempio, di edifici e strade, costituisce la forma più evidente e più diffusa di copertura artificiale. Le altre forme di copertura artificiale del suolo vanno dalla perdita totale della "risorsa suolo" attraverso l'asportazione per escavazione (comprese le attività estrattive a cielo aperto), alla perdita parziale, più o meno rimediabile, della funzionalità della risorsa a causa di fenomeni quali la compattazione dovuta alla presenza di impianti industriali, infrastrutture, manufatti, depositi permanenti di materiale o passaggio di mezzi di trasporto o da scorrette pratiche agricole.

Ad oggi, l'obiettivo fissato per l'Europa prevede l'azzeramento del consumo di suolo al 2050. In un documento della Commissione Europea (2016), si chiarisce che *l'azzeramento del consumo di suolo netto significa evitare l'impermeabilizzazione di aree agricole e di aree aperte e, per la componente residua non evitabile, compensarla attraverso la rinaturalizzazione di un'area di estensione uguale o superiore, che possa essere in grado di tornare a fornire i servizi ecosistemici forniti da suoli naturali:*

What does 'no net land take' mean? Sealing agricultural land and open spaces should be avoided as far as possible and the focus should be on building on land that has already been sealed. This might require greater investment, for example to redevelop land previously used as an industrial site (including decontamination). However, new houses still need to be built and the 2050 goal does not aspire to reduce sealing of new land to zero. When land is taken, the aspiration is to ensure this is no more than is compensated for elsewhere. For example, unused land could be returned to cultivation or renaturalised so that it can once again provide the ecosystem services of unsealed soils (Commissione Europea, 2016).

## 2.2 Il conflitto tra uso sostenibile del suolo e il consumo di suolo: perché è difficile evitare e limitare il consumo di suolo in Italia

La discussione sulla sostenibilità ambientale e sulla scarsità di risorse naturali parte da lontano (Meadows, 1972) ma è tuttora aperta. Negli ultimi anni in particolare è cresciuta l'attenzione per la risorsa suolo, ormai riconosciuta come risorsa scarsa e vulnerabile (Commissione Europea, 2006 e 2012). La competizione tra funzioni naturali e urbanizzazione si presenta proprio nelle aree di alta qualità, le pianure e le zone costiere, che sono quelle più utilizzabili in termini di urbanizzazione (McHarg, 1969). Il consumo di suolo in Italia infatti negli ultimi decenni si è manifestato soprattutto nelle fasce periurbane, nella pianura e bassa collina a favore delle superfici urbane (Marchetti et al. 2014) e particolarmente intenso nelle aree costiere (Sallustio et al., 2013). Oltre alla perdita di funzioni relative alla produzione agricola e delle altre funzioni di regolazione garantite dal suolo, in alcune zone ed in particolare nelle frange periurbane la perdita riguarda anche il valore paesaggistico, ricreativo e mitigativo, a causa dell'allargamento progressivo delle aree urbanizzate e dei fenomeni di dispersione e diffusione urbana che colpiscono molte delle grandi città italiane (ISPRA, 2015). La pianificazione territoriale ed in

---

<sup>3</sup> La direttiva 2007/2/CE lo definisce come una classificazione del territorio in base alla dimensione funzionale o alla destinazione socioeconomica presenti e programmate per il futuro (ad esempio: residenziale, industriale, commerciale, agricolo, silvicolo, ricreativo).

particolare quella urbana si è dimostrata inefficace, sia nel limitare il consumo di suolo sia nel rendere efficaci e pervasive le politiche sulla tutela della biodiversità e del valore ecologico delle risorse naturali.

Sicuramente l'abuso della risorsa suolo è divenuto un tema di interesse collettivo, grazie anche all'iniziativa culturale, scientifica e normativa degli ultimi anni. Il consumo di suolo è ormai considerato un fenomeno sociale e politico che riguarda una risorsa naturale che richiede di innovare le pratiche di pianificazione in uso includendo la dimensione ecosistemica soprattutto alla scala locale (Dick, 2014; Steiner, 2014; Ruckelshaus, et al., 2013).

Fino a che il suolo, come l'aria o l'acqua, è considerata una risorsa non limitata e/o sostituibile, il conflitto tra interessi trova una soluzione che impone costi differenziati alle parti, ma non impedisce lo sviluppo delle attività. Cosa succede quando la competizione è su risorse scarse (come il suolo) e su beni «unici» e distruttibili (come il paesaggio) rispetto al loro uso e alla qualità ambientale dei luoghi di vita? Ovvero quando la teoria della sostenibilità debole (o debolissima), che ha molto permeato i principali approcci alla gestione delle risorse ambientali, mostra le corde?

La conseguenza è un conflitto, che seguendo il filone della economia ecologica (Martinez-Alier, 2009), può essere ricondotto ai "conflitti ecologici distributivi" ovvero ai conflitti sull'uso della natura, modellati socialmente e politicamente, le cui forme specifiche richiedono analisi contestuali ma che si inseriscono in un più generale conflitto strutturale tra economia ed ecologia.

Ipotizziamo qui che il consumo di suolo si possa interpretare come un conflitto, di natura sociale e politica, tra uso sostenibile e non sostenibile della risorsa suolo e che sempre nei termini proposti da Alier, possa essere "trasformato" anche grazie alle iniziative di resistenza, e più in generale favorendo la consapevolezza dei valori e degli attori in gioco. In questo conflitto la dimensione di scontro, che in fin dei conti verte sulla giustizia nel processo decisionale, riguarda tanto le cause e gli effetti del consumo di suolo quanto il processo stesso di governo della risorsa. Una corretta interpretazione deve perciò tener conto di una serie di aspetti quali l'uso delle risorse, l'identità, lo spazio e il governo del territorio (Oriol Nel-lo, 2015).

Lasciando al campo della sociologia discutere e distinguere le diverse valenze del conflitto, in questa ricerca si utilizza dunque il termine conflitto in modo "materialista" (Alier, 2009) per identificare due diverse posizioni, quella dell'uso sostenibile e quella del consumo di suolo, non conciliabili, cercando di identificare azioni utili al miglioramento della situazione.

Questo conflitto coinvolge l'interesse collettivo (sociale) e la decisione sulle regole di convivenza (politico) e le dimensioni di giustizia ambientale, quest'ultima declinata non solo in termini di distribuzione delle risorse ma anche di capacità degli individui di utilizzarle (Sen, 2009).

E' utile di conseguenza agire sull'analisi degli attori in campo e sui valori, preoccupandosi di fornire alle parti in gioco forme di conoscenza, consapevolezza, miglioramento degli scambi di informazioni, identificazione di opzioni, cambi di scala, cambi di prospettiva temporale.

Si torna dunque da affrontare il modo in cui il Land Use Planning debba confrontarsi con l'obiettivo collettivo della limitazione del consumo di suolo, specialmente nei contesti urbani, e più in generale su come il tema della tutela della biodiversità e della giustizia ambientale debbano essere considerati nella elaborazione delle valutazioni tecniche ed economiche utilizzate come base per le scelte di uso del suolo.

Anche il dibattito sulla valutazione dei servizi ecosistemici inizia a prendere in considerazione queste dimensioni, poiché è emersa la constatazione che impatti e benefici ambientali hanno una rilevante caratterizzazione di ingiustizia distributiva ed influiscono in maniera non indifferente

sulle capacità degli individui e delle comunità di autodeterminarsi. La valutazione dei servizi ecosistemici, che si presenta come uno degli strumenti innovativi di maggiore interesse, come metodo interessante anche per la valutazione della risorsa suolo (Dominati, 2010) e dunque una potenziale innovazione per la pianificazione territoriale e urbana (de Groot, et al. 2010, Potshkin et al., 2013, Wu, 2014). Il punto di forza di questo approccio è rendere visibili e misurabili i servizi forniti dalle risorse naturali. Con l'ottica di contribuire a mantenere un equilibrio delle funzioni ecosistemiche, ovvero di mantenere lo stock di capitale naturale in condizioni adeguate al sostentamento e alla resilienza futura dei sistemi ambientali e umani (TEEB, 2010).

Le necessità di avanzamento rispetto alla valutazione dei servizi ecosistemici del suolo riguardano sia l'aspetto conoscitivo (Bagstad, 2013), che quello decisionale, poiché le amministrazioni locali, sede delle principali decisioni che influenzano il consumo di suolo, spesso si trovano ad affrontare la questione dell'erosione dei servizi ecosistemici con poca consapevolezza e con strumenti conoscitivi inadeguati (Maes et al., 2012; Salvati et al., 2012).

La proposta di utilizzare l'approccio ecosistemico a questo tipo di dilemma è il tentativo di "cambiare la scena" e aiutare la collettività e il decisore insieme a tenere conto dei diversi valori (ed interessi) in gioco. Si ipotizza che una migliore conoscenza, informazione e partecipazione sui valori in gioco nel consumo di suolo, tra cui il valore dei servizi ecosistemici, determini una riconfigurazione del problema di governance e consenta una gestione più equa e sostenibile della risorsa suolo, contribuendo a ridurre la conflittualità sociale ed i relativi costi sociali.

Nella analisi della dimensione sociale della sostenibilità ambientale nell'uso dei suoli, emerge dunque la constatazione che impatti e benefici ambientali hanno una rilevante caratterizzazione di ingiustizia distributiva ed influiscono in maniera non indifferente sulle capacità degli individui e delle comunità di autodeterminarsi. Partendo da tale osservazione si è esplorata la relazione tra giustizia (sociale) e sostenibilità ambientale, ovvero di giustizia ambientale nelle sue diverse rappresentazioni (Martinez-Alier, et al., 1998, Taylor, 2000, Schlosberg, 2013) al fine di identificare un framework concettuale utile alla rappresentazione delle diverse dimensioni del conflitto tra uso sostenibile e consumo di suolo.

In questa ricerca si assume che una lettura delle dimensioni di giustizia ambientale dei SE possa favorire la considerazione di valori ed attori diversi interessati alla risorsa suolo e attraverso ciò trasformare il contesto del conflitto tra uso e consumo del suolo, consentendo una sua trasformazione verso una maggiore sostenibilità.

L'approccio al quale facciamo riferimento si rifà alla concezione "inclusiva" di giustizia ambientale, che partendo dal concetto di capacità è in grado di integrare gli altri aspetti distributivi, di riconoscimento e partecipazione, nonché di responsabilità (Davoudi, 2014). Il riferimento per l'indagine considera dunque le seguenti dimensioni guida: 1. Gli aspetti distributivi, 2. La responsabilità, 3. La partecipazione e 4. Le capacità. Questo concetto di EJ si situa sempre nella sfera antropocentrica, ma considerare la capacità e la responsabilità include anche quella verso la natura collegando direttamente questo tema a quello della conservazione della biodiversità dal quale lo schema interpretativo dei servizi ecosistemici discende. L'approccio delle capacità può contribuire al riconoscimento dei valori del funzionamento dei sistemi naturali e delle relazioni uomo-natura, incluso l'aspetto centrale del rischio connesso con l'interruzione o il degrado dei servizi che i sistemi naturali offrono (Schlosberg, 2013). La sottrazione o l'azzeramento dei SE rappresenta in questa ottica una ingiustizia (per gli umani) e una sottrazione di capacità sia per gli umani che per i sistemi naturali che dipendono da tali servizi o funzioni. Ciò è evidente ad esempio

considerando i cambiamenti climatici, dove gli effetti sugli ecosistemi producono al contempo la riduzione dei servizi agli esseri umani e un aumento della vulnerabilità degli ecosistemi stessi.

Per una analisi di questo tipo il riferimento è certamente l'approccio multicriterio, come quello proposto dell'economia ecologica (Martinez-Alier, et al., 2009) per valutare le esternalità (ambientali) negative che producono conflitti ambientali confrontabili con quelli proposti dalla letteratura sulla giustizia ambientale (Davoudi, 2014).

Una prima analisi della dimensione sociale è offerta dalla analisi delle principali cause determinanti del consumo di suolo condotta secondo il modello DPSIR (ISPRA, 2016), che identifica: la domanda abitativa, la necessità di nuovi insediamenti per attività industriali o terziarie, la richiesta di infrastrutture per il trasporto e la mobilità, la domanda di sfruttamento della rendita fondiaria e immobiliare, la possibilità di utilizzare le entrate fiscali e gli oneri di urbanizzazione, cui si aggiungono come fattori di pressione l'elevata frammentazione amministrativa, la poco diffusa conoscenza e la scarsa consapevolezza delle funzioni del suolo e della loro importanza per il nostro benessere e per l'economia, le norme assenti o poco efficaci, le previsioni di espansione non sempre ben dimensionate degli strumenti urbanistici (Commissione Europea, 2012; Pileri, 2015; JRC, 2016).

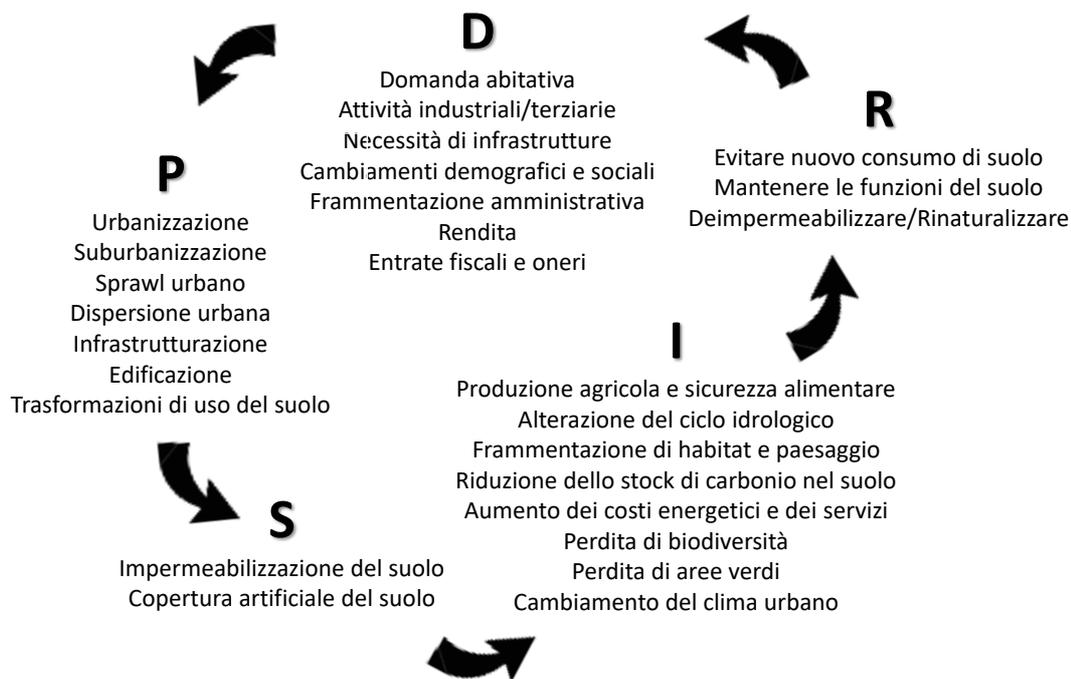


Figura 1 - Modello DPSIR (determinanti, pressioni, stato, impatti, risposte) applicato al consumo di suolo. Fonte: ISPRA.

Rispetto alla domanda abitativa, che ha caratterizzato a lungo la crescita dell'urbanizzazione nel secolo scorso, va segnalato che da tempo non è più proporzionale all'incremento demografico, bensì al cambiamento di stile di vita e di modelli di consumo (EEA, 2006). Incidono significativamente fattori quali l'invecchiamento della popolazione e il numero sempre più alto di single che comportano cambiamenti notevoli nelle tipologie e negli stili abitativi, con quasi il 50% della produzione edilizia per abitazioni uni bifamiliari (Ronchi, 2018). A questo si aggiungono anche il numero sempre minore di residenti nei centri storici, con forti pressioni insediative sulle aree urbanizzate con buona qualità insediativa e a minor costo di mercato al confronto con la bassa qualità insediativa delle aree urbane centrali, che unitamente alle nuove forme della

logistica della distribuzione e della produzione generano intensi processi di suburbanizzazione e gentrificazione, che trasformano il volto delle aree urbane.

Da non trascurare anche il fenomeno delle seconde case, con l'aggressione ai territori di pregio naturalistico e ambientale (oltre 5 milioni di abitazioni, circa 20% del patrimonio edilizio).

Come è ormai reso evidente dalle molte analisi condotte negli ultimi anni è ormai quasi del tutto alterato il rapporto tra una città compatta e densa e un tessuto esterno prevalentemente agricolo e naturale, che ha rappresentato per molti secoli l'assetto del territorio italiano.

Dalle analisi del rapporto tra la domanda di suolo e le relazioni con le dinamiche demografiche e occupazionali, è ormai condiviso che le principali determinanti del consumo di suolo allo stato attuale sono dunque riconducibili allo sfruttamento della rendita fondiaria e immobiliare e alla possibilità di utilizzare per affrontare le critiche condizioni finanziarie dei comuni. Questo è il principale problema, con tutti i meccanismi innescati dai diversi interessi in gioco.

### **Una sfida culturale ed etica**

Seguendo l'assunto che la conoscenza/misurabilità dei fenomeni e dei fattori in gioco aiuta la soluzione dei conflitti, si potrebbe pensare di essere a buon punto. Conosciamo ormai molto degli effetti prodotti e producibili, misuriamo le perdite annuali, eppure tutto sembra inefficace. L'Europa non è riuscita a trovare l'equilibrio sulla direttiva sul suolo. Possibili risposte le ha indicate la Commissione europea, riguardano l'azzeramento del consumo netto, la limitazione dell'impermeabilizzazione del suolo non artificiale e l'orientamento a utilizzare suoli già artificiali da recuperare, la adozione per le nuove costruzioni e le ricostruzioni di soluzioni realizzative che mantengano alcune funzioni del suolo, fino alle misure di de-impermeabilizzazione e di rinaturalizzazione di aree artificiali. Queste ultime sono chiaramente le più complesse e costose, e comunque sono da considerarsi soluzioni parziali, poiché difficilmente si è in grado di assicurare il completo ripristino delle condizioni di naturalità originali (Pileri, 2007; Paolanti, 2010).

Neanche l'Italia non è riuscita ancora, a varare una legge sul consumo di suolo. Ma ormai sono oltre 10 anni che se ne parla, a livello nazionale, mentre a livello regionale sono state approvate ed applicate numerose e diversissime norme che in vario modo intervengono sul consumo di suolo, senza una strategia comune o un obiettivo fissato. Ricordando che occorre "abituarsi alla virtù" (Aristotele, etica Nicomachea), in questa situazione è più utile chiedersi cosa è che non ha funzionato, se non ci siamo ancora "abituati" a ragionare su una trasformazione senza consumo, ed agire sulle pratiche dei processi di trasformazione poiché, sempre seguendo Aristotele, solo "costruendo bene diventeremo bravi costruttori, costruendo male diventeremo cattivi costruttori". Ciò a maggior ragione di fronte alla consapevolezza che quando "un" parlamento arriverà a discutere una legge, il consumo di suolo che i comuni "hanno in pancia" sarà già stato realizzato. E' proprio vero, come diceva Cederna, che "da tempo immemorabile i vandali trionfano anche per il silenzio delle persone ragionevoli"<sup>4</sup>.

---

4 "da tempo immemorabile i vandali trionfano anche per il silenzio delle persone ragionevoli, per l'assenza di una forte posizione moralistica: in attesa di tempi migliori, è bene servirsi dei mezzi a disposizione, quali la incessante campagna di stampa, la polemica acra e violenta, la protesta circostanziata e precisa, lo scandalo sonoro. Simulatori ed ipocriti i vandali tengono molto alla propria privata rispettabilità: giova schernirli e trattarli per quello che sono, malintenzionati cialtroni. Abituati a intimidire e corrompere, si trovano sconcertati di fronte all'inflessibile denuncia: la loro potenza è fatta di viltà altrui. Abituati a violare, impuniti, la legge e a spacciare per "esigenze tecniche" la loro avidità, non sanno che fare contro chi svela pubblicamente i loro raggiri: può capitare che perdano la testa e passino a vie legali, nelle quali, allibiti, si rompono le corna. Sostenuti da una complicata rete di omertà, lo scandalo li può intimidire, scompigliare i loro piani, far rientrare i loro capricci. Occorre sfondare il sipario di complice riservatezza in cui operano, dilatare le loro colpe sul piano più ampio possibile, ridicolizzarli, screditarli, perseguirli, processarli nelle intenzioni, mettendo in evidenza la sostanziale

E' evidente che non si tratti solo di scongiurare l'uso inefficiente del suolo che si associa al fenomeno della dispersione, ma soprattutto fermare il consumo quantitativo di terreni liberi. Per far questo occorre affrontare esplicitamente le questioni propriamente urbanistiche, di perequazione, di crediti edilizi, unitamente ad una visione degli aggregati periurbani e del tessuto urbanizzato a finalità produttive e commerciali, finora del tutto assente. Senza questo le iniziative di riqualificazione, rigenerazione urbana e di riuso, rischiano di essere inefficaci o impraticabili, ma soprattutto inutili rispetto alla finalità di fermare il consumo di suolo.

Ma soprattutto la tutela del suolo libero, degli spazi aperti, è una sfida culturale.

E' un fatto culturale anche l'incapacità di ottenere quadri conoscitivi efficaci dell'esistente. La incredibile quantità e specializzazione di informazioni raccolte sulla vita delle persone da parte di ogni tipo di organizzazione pubblica e provata sembra non riguardare gli spazi in cui viviamo. Ancora dibattiamo su cosa sia consumato o non consumato, ancora non è fornita in modo aggiornato ed accessibile l'informazione su usi, proprietà, programmazione relativa ai suoli, ancor meno sui valori anche ecosistemici che supportano. E' un fatto culturale l'assenza di richiesta da parte del pubblico e la macchinosità omertosa nell'offerta di informazione da parte delle pubbliche amministrazioni. Nelle pieghe dell'ignoranza si è sviluppata la incredibile quantità di edifici, strutture e infrastrutture, spesso pure inutili e abusive, che hanno inVASo l'Italia. E culturale è anche la sfida tecnica, affinché si riconoscano tutti i valori dei suoli liberi, inclusi quelli ecosistemici. Troppo spesso continuiamo a leggere di saturazione, occupazione di spazi residuali, di vuoti urbani, con una concezione vecchia dell'urbanesimo e soprattutto ormai insostenibile. Il suolo libero è una risorsa, pure scarsa, il vuoto è ricchezza e opportunità per il futuro, non un buco da riempire di cemento. E troppo spesso continuiamo ad assistere alla perpetuazione di meccanismi di perequazione, compensazione o scambio di qualunque natura che per sciatteria o per malizia continuano a non considerare che si tratta di una risorsa scarsa, non rinnovabile, la cui ricostituzione è possibile solo in parte e ad alti costi, per la quale esistono tecniche disponibili e buone pratiche, per la quale serve cultura ed aggiornamento professionale.

In tale ottica, la pratica del censimento del patrimonio immobiliare disponibile, dei suoli e dei valori ecosistemici ad essi associati è centrale, in forma coerente e armonizzata in sede sia nazionale sia regionale.

E' sempre una sfida culturale, questa volta di cultura politica, quella di comprendere che è indispensabile svincolare il progetto di territorio dai meccanismi della proprietà dei suoli e dalle relative conseguenze fiscali che fino ad ora hanno strettamente orientato la pianificazione.

In questo si inserisce la discussione sulla limitabilità delle prerogative della proprietà privata rispetto alla risorsa suolo. Poiché i beni ambientali – incluso il suolo – sono drammaticamente scarsi appare del tutto normale che l'esercizio del diritto di proprietà possa essere limitato da parte delle autorità competenti. La stessa Costituzione italiana, mentre sottolinea all'art. 42 che "la proprietà privata è riconosciuta e garantita dalla legge", nota anche che quest'ultima "ne determina i modi di acquisto, di godimento e i limiti allo scopo di assicurarne la funzione sociale", al punto che la proprietà può persino essere "espropriata per motivi di interesse generale". Anche la Carta dei diritti fondamentali dell'Unione europea afferma all'art. 17 il diritto di proprietà, ma "l'uso dei beni può essere regolato dalla legge nei limiti imposti dall'interesse generale" e si può anche esserne privati "per causa di pubblico interesse, nei casi e nei modi previsti dalla legge".

---

matta bestialità che li muove. Denuncia, protesta, polemica, scandalo, persecuzione metodica e intollerante: in un Paese di molli e di conformisti, la rivolta morale può essere almeno un elemento di varietà"

Sulla “intoccabilità” dei diritti edificatori inoltre, occorre una ulteriore riflessione, in confronto con altri settori della regolamentazione delle legittime aspettative dei singoli. A prescindere dal tecnicismo sulla fase nella quale un diritto è esercitabile o meno, infatti, è necessario ricordare che l’interesse generale (per la tenuta dei conti pubblici dello Stato) ha negli scorsi decenni colpito diversi interessi e diritti acquisiti, basti pensare ai diritti dei lavoratori e dei pensionati che sembravano intangibili, eppure sono stati toccati eccome (Lo Balbo, 2014).

Nell’affrontare il consumo di suolo come fenomeno sociale, dunque, la questione fondamentale riguarda il riconoscimento del suolo come “bene comune” (Maddalena, 2014), che significa proprio incidere sul regime giuridico dei suoli, sulla fiscalità, sul regime della proprietà immobiliare: tutte tematiche su cui da mezzo secolo non sono stati fatti significativi passi avanti e che mineranno qualsiasi tentativo di contenimento se non vengono appropriatamente affrontate. Se infatti, ancora una volta, il problema si limita alla mera discussione sulla trasformazione dei suoli, ovvero essenzialmente dal punto di vista edilizio/infrastrutturale, non potrà essere trovata una risposta.

Come mai non si riesce a ragionare sui diritti edificatori? Il costruito è così sovradimensionato in proporzione ai cittadini e alle loro attività sociali ed economiche che il conflitto d’interesse è evidente. E’ dunque solo per l’interesse di alcune parti, manifeste o meno, che si continua a sostenere la necessità di dover impermeabilizzare ancora di più. In questa prospettiva dunque si inserisce anche una questione etica, che richiede di ritrovare un diritto dei beni comuni e di riconoscere un pensiero del limite (CepEA, 2018 in ISPRA, 2018) e la responsabilità delle istituzioni politiche e la comunità civile verso la costruzione della solidarietà nella comunità.

Senza questi passaggi culturali ed etici, nessuno strumento di valutazione e nessuna norma nazionale o regionale potrà ottenere effetti significativi nel tutelare i suoli liberi.

Tra i principali ostacoli per la realizzazione di una buona pratica che limiti il consumo di suolo c’è dunque un problema culturale ed etico nella capacità dell’attuale meccanismo di governo, locale e non, di affrontare il conflitto tra diversi interessi, inclusi quelli economici e produttivi, nonché la difficoltà della comunità scientifica e degli operatori ad aprirsi ad una lettura dei valori e dei costi anche ambientali e sociali nelle scelte di pianificazione, e, ancora, la difficoltà di aprirsi ad una relazione con i cittadini più aperta, informata e partecipata.

La proposta di utilizzare l’approccio ecosistemico a questo tipo di problematica è il tentativo di “cambiare la scena” e aiutare la collettività e il decisore insieme a tenere conto dei diversi valori (ed interessi) in gioco. L’assunto è che una migliore informazione sui valori in gioco nel consumo di suolo, tra cui il valore dei servizi ecosistemici, determina una riconfigurazione del problema di policy (la limitazione del consumo di suolo) e consente una gestione più equa e sostenibile della risorsa suolo, contribuendo a ridurre la conflittualità sociale ed i relativi costi sociali e ambientali. Lo stato degli ecosistemi, che è direttamente influenzato dalle pressioni date da consumo di suolo, frammentazione, inquinamento, cambiamenti climatici, può infatti essere visto come una misura della sostenibilità delle trasformazioni e delle azioni prodotte sul territorio, misurando al contempo benefici e svantaggi delle trasformazioni in termini di variazione della capacità di offrire servizi all’uomo. La conflittualità si traduce dunque in un problema di governance, ovvero come gestire la transizione verso un modello di gestione della risorsa più equo e sostenibile.

### 2.3 Gli obiettivi di tutela del suolo a livello europeo e internazionale

La tutela del suolo, del patrimonio ambientale, del paesaggio e il riconoscimento del valore del capitale naturale sono compiti e temi che ci richiamano l’Europa e le Nazioni Unite, che ci

chiedono di **azzerare il consumo di suolo netto entro il 2050** (Parlamento europeo e Consiglio, 2013), **di allinearli alla crescita demografica e di non aumentare il degrado del territorio entro il 2030** (UN, 2015). Tali obiettivi sono ancor più fondamentali per noi, alla luce delle particolari condizioni di fragilità e di criticità del nostro Paese, rendendo urgente la definizione e l'attuazione di politiche, norme e azioni di radicale contenimento del consumo di suolo e la revisione delle previsioni degli strumenti urbanistici esistenti, spesso sovradimensionate rispetto alla domanda reale e alla capacità di carico dei territori.

Era il 2002 quando la Commissione Europea diffuse una "Comunicazione" dal titolo "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" (Commissione Europea, 2002) in cui si evidenziava l'importanza del **suolo come risorsa vitale e fundamentalmente non rinnovabile**, sottoposta a crescenti pressioni. Il testo rappresentava per la Commissione un impegno politico per la protezione del suolo, con la consapevolezza della complessità dell'argomento e della necessità di tempi lunghi per la formulazione di una politica europea integrata in grado di arrestare i processi di degrado e tutelare efficacemente questa fondamentale risorsa ambientale.

Oggi, se è vero che la protezione ambientale rimane senz'altro una delle priorità delle politiche attuate in sede di Unione Europea e, con le politiche sociali ed economiche, rappresenta il fulcro intorno a cui ruotano le politiche di sviluppo sostenibile, a distanza di sedici anni da questa prima Comunicazione non possiamo non constatare che i "tempi lunghi" previsti per la formulazione e l'attuazione di una politica europea di protezione del suolo sono purtroppo andati oltre le previsioni, considerando che, negli ultimi vent'anni, nel nostro Continente, un'area pari a circa 1.000 km<sup>2</sup> l'anno è stata definitivamente persa in seguito alla costruzione di nuove aree urbane e infrastrutture (EEA, 2017b).

A livello europeo si è spesso fatto ricorso in campo ambientale all'emanazione di "strategie tematiche" rese vincolanti da specifiche Direttive e finalizzate a stabilire misure di cooperazione e linee di indirizzo rivolte agli Stati membri e alle autorità locali. Così, anche nel caso del suolo, nel settembre 2006, fu **proposta una nuova Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio**, che avrebbe dovuto definire il quadro complessivo per la protezione del suolo e adottare la Strategia tematica per la protezione e l'uso sostenibile del suolo (Commissione Europea, 2006). Tale strategia poneva l'accento sulla prevenzione da un ulteriore degrado del suolo e sul mantenimento delle sue funzioni, sottolineando la necessità di attuare buone pratiche per ridurre gli effetti negativi del consumo di suolo e, in particolare, della sua forma più evidente e irreversibile: l'impermeabilizzazione (*soil sealing*).

L'importanza di una buona gestione del territorio e, in particolare, dei suoli fu poi ribadita dalla Commissione nel 2011 con la Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse (Commissione Europea, 2011) collegata alla Strategia 2020, con il traguardo di un incremento dell'**occupazione netta di terreno pari a zero** da raggiungere, in Europa, **entro il 2050**. Obiettivo ribadito in seguito con l'approvazione del Settimo Programma di Azione Ambientale, denominato "Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta" (Parlamento europeo e Consiglio, 2013), che richiedeva inoltre che, entro il 2020, le politiche dell'Unione tenessero conto dei loro impatti diretti e indiretti sull'uso del territorio. Da un punto di vista formale è importante sottolineare che il Settimo Programma Ambientale dell'Unione Europea, siglato il 20 novembre 2013 ed entrato in vigore nel gennaio 2014, è una Decisione del Parlamento europeo e del

Consiglio e ha quindi una natura normativa, a differenza della Tabella di marcia del 2011 della Commissione, che si limitava a delineare delle pur importanti priorità politiche.

Peraltro, la Commissione aveva già ritenuto utile indicare le priorità di azione e le linee guida da seguire per raggiungere l'obiettivo dell'occupazione netta di terreno pari a zero entro il 2050 pubblicando, nel 2012, le linee guida per **limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo** (Commissione Europea, 2012). L'approccio proposto era quello di mettere in campo politiche e azioni finalizzate, nell'ordine, a limitare, mitigare e compensare il *soil sealing*, da definire dettagliatamente negli Stati membri e da attuare a livello nazionale, regionale e locale. In altri termini, gli Stati membri dovrebbero, prioritariamente, assicurare la limitazione dell'impermeabilizzazione attraverso la riduzione del tasso di conversione e di trasformazione del territorio agricolo e naturale e il riuso delle aree già urbanizzate, con la definizione di target realistici al consumo di suolo a livello nazionale e regionale e di linee di azione come la concentrazione del nuovo sviluppo urbano nelle aree già insediate. Nel caso in cui la perdita di suolo risulti inevitabile, dovrebbero essere previste misure di mitigazione, volte al mantenimento delle principali funzioni del suolo e alla riduzione degli effetti negativi sull'ambiente del *soil sealing*. Infine, tutti gli interventi inevitabili di nuova impermeabilizzazione del suolo dovrebbero essere compensati assicurando, ad esempio, una rinaturalizzazione di terreni già impermeabilizzati oppure, come ultima possibilità, sotto forma di corrispettivi economici, purché vincolati all'utilizzo in azioni di protezione o ripristino del suolo.

Nonostante l'impegno politico e gli obiettivi fissati dal Parlamento, nel maggio 2014 la Commissione dovette ritirare la proposta di Direttiva Quadro sul suolo del 2006, che avrebbe trasformato la Strategia tematica per la protezione del suolo in norme vincolanti per gli Stati Membri, a causa della forte opposizione di alcuni Stati Membri per motivi legati principalmente alla sussidiarietà, ai costi ritenuti eccessivi e al carico amministrativo.

Parallelamente, a livello globale, la conclusione della Conferenza delle Nazioni Unite sullo Sviluppo Sostenibile del 2012 permetteva di portare nuovamente all'attenzione pubblica il tema della protezione, della conservazione e del miglioramento delle risorse naturali, incluso il suolo. Il rapporto finale, "Il futuro che vogliamo" (UN, 2012) invitava i governi nazionali a intervenire per garantire una maggiore attenzione delle decisioni relative all'uso del territorio, a tutti i livelli di pertinenza, rispetto agli impatti ambientali, sociali ed economici che generano degrado del suolo.

Raccogliendo tali indicazioni, nel 2015, l'Agenda Globale per lo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite (UN, 2015), definiva gli **Obiettivi di Sviluppo Sostenibile** (*Sustainable Development Goals - SDGs*) e indicava, tra gli altri, alcuni target di particolare interesse per il territorio e per il suolo, da integrare nei programmi nazionali a breve e medio termine e da raggiungere entro il 2030: assicurare che il consumo di suolo non superi la crescita demografica; assicurare l'accesso universale a spazi verdi e spazi pubblici sicuri, inclusivi e accessibili; raggiungere un *land degradation neutral world*, quale elemento essenziale per mantenere le funzioni e i servizi ecosistemici. Con la sottoscrizione dell'Agenda, tutti i paesi compresa l'Italia hanno accettato di partecipare ad un processo di monitoraggio di questi obiettivi gestito dalla Commissione Statistica delle Nazioni Unite, attraverso un sistema di indicatori, tra cui alcuni specifici sul consumo di suolo, sull'uso del suolo, sulle aree artificiali, sulla percentuale del territorio soggetto a fenomeni di degrado.

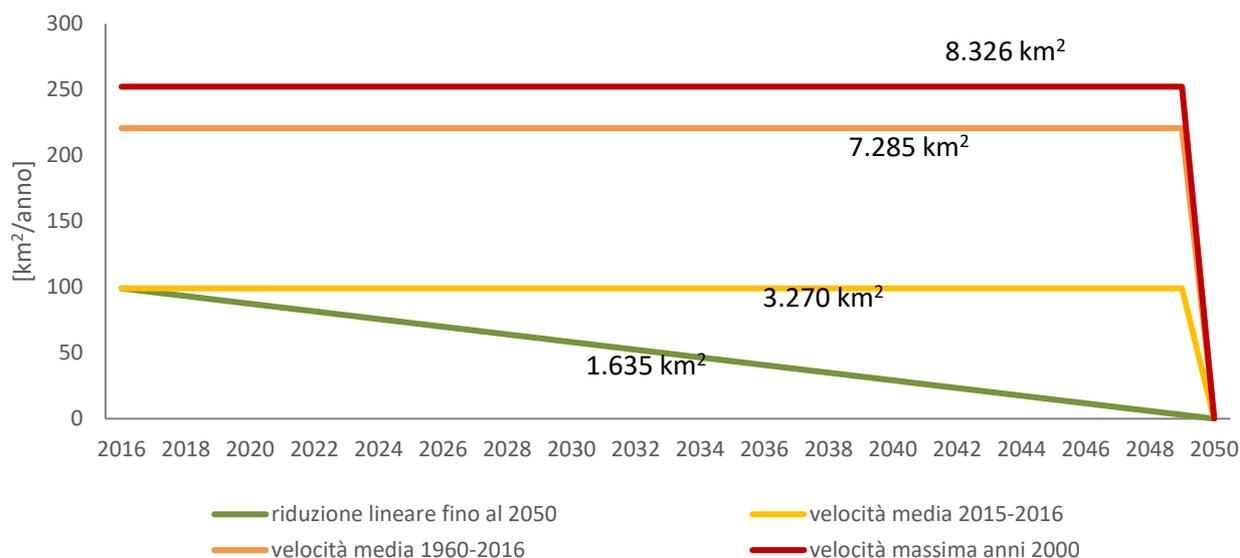
## 2.4 Prospettive della limitazione del consumo di suolo in Italia

A livello nazionale lo strumento per la messa a sistema dell'attuazione dell'Agenda 2030 è rappresentato dalla **Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile (SNSvS)**, presentata al Consiglio dei Ministri a ottobre 2017 (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2017) e approvata dal CIPE a dicembre dello stesso anno<sup>5</sup>. La SNSvS 2017-2030 si configura, anche alla luce dei cambiamenti intervenuti a seguito della crisi economico-finanziaria degli ultimi anni, come lo strumento principale per la creazione di un nuovo modello economico circolare, a basse emissioni di CO<sub>2</sub>, resiliente ai cambiamenti climatici e agli altri cambiamenti globali causa di crisi locali, come, ad esempio, la perdita di biodiversità, la modificazione dei cicli biogeochimici fondamentali (carbonio, azoto, fosforo) e i cambiamenti nell'utilizzo del suolo. Al fine di garantire la gestione sostenibile delle risorse naturali (scelta II) "Arrestare il consumo del suolo" è stato individuato come uno degli obiettivi strategici (obiettivo II.2) che, quindi, potrebbe essere anticipato al 2030.

Per il raggiungimento di questo obiettivo nel nostro Paese, così come di quello europeo relativo al 2050, sono evidentemente necessari atti normativi efficaci che possano indirizzare le politiche di governo e le azioni di trasformazione del territorio verso un rapido contenimento del consumo di suolo agricolo o naturale. Infatti, una valutazione degli **scenari di trasformazione del territorio** italiano (ISPRA, 2017), in termini di nuovo consumo di suolo, porta a stimare, in caso di interventi normativi significativi e azioni conseguenti che possano portare a una progressiva e lineare riduzione della velocità di cambiamento dell'uso del suolo, in 1.635 km<sup>2</sup> di nuovo suolo perso tra il 2016 e il 2050, anno in cui dovremo, necessariamente, azzerare il nuovo consumo di suolo. Se, invece, mantenessimo la velocità registrata nel corso dell'ultimo anno, velocità peraltro piuttosto bassa a causa della crisi economica, perderemmo ulteriori 3.270 km<sup>2</sup> entro il 2050. Arriveremmo a 7.285 e 8.326 km<sup>2</sup> nel caso in cui la ripresa economica portasse di nuovo la velocità del consumo di suolo a valori medi o massimi registrati negli ultimi decenni (Figura 4).

---

<sup>5</sup> <http://www.minambiente.it/pagina/la-strategia-nazionale-lo-sviluppo-sostenibile>



**Figura 2** Scenari di nuovo consumo di suolo in Italia tra il 2016 e il 2050 (in km<sup>2</sup> per anno e in km<sup>2</sup> complessivi). Fonte: ISPRA, 2017.

Tuttavia, come in Europa pesa l'assenza di una Direttiva quadro sul suolo, anche in Italia il Parlamento non ha ad oggi approvato una legge che abbia l'obiettivo di proteggere il suolo dalla sua progressiva copertura artificiale.

La prima proposta, in tal senso, risale al 2012 quando l'allora Ministro dell'agricoltura, Mario Catania, presentò il Rapporto "Costruire il futuro: difendere l'agricoltura dalla cementificazione"<sup>6</sup> e il disegno di legge "valorizzazione delle aree agricole e di contenimento del consumo di suolo"<sup>7</sup>, non approvato a causa della fine anticipata della Legislatura.

Un nuovo disegno di legge di iniziativa governativa fu presentato nel 2014 dal Ministro dei beni culturali Massimo Bray, dal Ministro dell'ambiente Andrea Orlando, dal Ministro delle infrastrutture Maurizio Lupi e dal Ministro dell'agricoltura Nunzia De Girolamo del successivo governo Letta.

Dopo oltre due anni di discussione, il testo fu approvato alla Camera il 12 maggio 2016. Forti critiche arrivarono, tuttavia, al testo finale che, a detta di molti, risultava poco efficace e non in grado di assicurare un reale contenimento del consumo di suolo, in particolare a causa di ampie deroghe che escludevano dalla limitazione i servizi di pubblica utilità di livello generale e locale, le infrastrutture e gli insediamenti prioritari, le aree funzionali all'ampliamento di attività produttive esistenti, i lotti interclusi, le zone di completamento, gli interventi connessi alle attività agricole. Il tutto considerando che la procedura di definizione dei limiti individuata era estremamente complessa e che non erano stabilite le percentuali di riduzione da raggiungere nel corso degli anni fino al 2050 (ISPRA, 2016).

Inoltre, rimanevano probabilmente inascoltate molte aspettative legate alle esigenze di rilancio dell'attività edilizia verso una strategia di riqualificazione dell'esistente, così come quelle di

<sup>6</sup> <http://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/8850>

<sup>7</sup> AS 3601 dell'11 dicembre 2012.

rigenerazione di tessuti urbani finalizzata al miglioramento della qualità della vita dei cittadini, al miglioramento dell'ambiente e del paesaggio urbano e suburbano, al recupero di funzioni ecosistemiche e all'adattamento ai cambiamenti climatici.

In effetti, la crisi economica aveva colpito fortemente il mercato dell'edilizia e delle infrastrutture, causando un evidente rallentamento della velocità del consumo di suolo che comunque aveva continuato a coprire nuove aree. Sulla base di questi dati e delle considerazioni legate ai riconosciuti limiti della legge, le Commissioni riunite Territorio e Ambiente e Agricoltura del Senato, tra il 2016 e il 2017, riprendono l'esame del testo e conducono un approfondito ciclo di audizioni con rappresentanti del mondo istituzionale, della ricerca, delle professioni e della società civile, arrivando alla revisione significativa di alcuni articoli del testo di legge e all'introduzione di importanti elementi innovativi in grado di rendere più efficace la norma, con particolare riferimento al sistema delle definizioni, adeguate a quelle comunitarie e internazionali, all'individuazione, all'attuazione e al monitoraggio dei limiti progressivi al consumo di suolo, al riuso e alla rigenerazione urbana, alla tutela delle aree verdi in ambito urbano.

Ma, anche in questo caso, la fine della legislatura non ha consentito di arrivare all'approvazione finale di una legge molto attesa, fondamentale per la tutela dell'ambiente, del territorio e del paesaggio italiano e fondamentale anche per assicurare un futuro adeguato ai cittadini di oggi e di domani, in un'ottica di sviluppo sostenibile dell'uso del suolo e di aumento della resilienza delle aree urbane di fronte a vecchie e nuove sfide, dovute sia alla nota fragilità del nostro territorio, sia alla necessità di adattamento ai cambiamenti climatici in atto. È chiaro che l'obiettivo di azzeramento del consumo di suolo rimane irraggiungibile senza un intervento sostanziale ed efficace di reale limitazione delle diverse forme del consumo di suolo e con una strategia di incentivazione che dovrebbe essere in grado di orientare il processo di trasformazione del territorio verso la rigenerazione urbana e il riutilizzo e la riqualificazione del patrimonio edilizio e infrastrutturale esistente, spesso sotto utilizzato, evitando la copertura artificiale e l'impermeabilizzazione di altro suolo agricolo o naturale.

E' dunque auspicabile che si riprenda in mano la predisposizione di un testo di legge al fine di assicurare forme di tutela necessarie e omogenee sull'intero territorio, anche considerando il quadro normativo a livello regionale che nel frattempo si è diversificato con una moltitudine di definizioni e previsioni differenziate, a volte poco efficaci altre volte probabilmente dannose rispetto al fine della tutela del suolo, e comunque oggetto di numerosi interventi da parte della corte costituzionale.

Come è evidente dall'analisi delle norme regionali in materia, secondo un quadro non esaustivo ed aggiornato all'anno 2016 riportato di seguito, la situazione normativa in Italia è più confusa che mai.

**Tabella 1 Elenco ragionato delle normative regionali. Fonti dei dati: es. Dossier ANCI-Urban@it 2017, Rapporto ANCE 2016, Dossier camera e senato ddl, fonti web regionali.**

<b>Abruzzo</b>	<b>Marche</b>
LR 62/15	LR 22/2011 "Norme in materia di riqualificazione urbana sostenibile"
<b>Basilicata</b>	LR 33/1014 "Assestamento del bilancio 2014" come modificata dalla LR 16/2015
LR 25/ 2009 "Misure urgenti e straordinarie volte al rilancio dell'economia e alla riqualificazione del patrimonio edilizio esistente"	<b>Piemonte</b>
Provincia di Bolzano	LR 56/1977 "Tutela ed uso del suolo" come modificata dalla LR 3/2013 e da ultimo dalla LR 3/2015
LP 13/1997 "Legge urbanistica provinciale" come modificata dalla LP 10/2013. DDL in discussione	LR 20/2009 "Snellimento delle procedure in materia edilizia e urbanistica"
<b>Calabria</b>	LR 3/2013
LR 19/2002 "Norme per la tutela, governo ed uso del territorio – Legge urbanistica della Calabria" come modificata dalla LR 35/2012, dalla LR 40/2015 e dalla LR 28/2016	<b>Puglia</b>
LR 41/2011 "Norme per l'abitare sostenibile"	LR 13/2008 "Norme per l'abitare sostenibile"
<b>Campania</b>	LR 21/2008 "Norme per la rigenerazione urbana"
LR 16/2004 "Norme sul governo del territorio", LR 6/5/2013 n.5	LR 26/2014 "Disposizioni per favorire l'accesso dei giovani all'agricoltura e contrastare l'abbandono e il consumo dei suoli agricoli"
LR 6/2016 "Prime misure per la razionalizzazione della spesa e il rilancio dell'economia campana – Legge collegata alla legge regionale di stabilità per l'anno 2016"	LR 15/2017 (che modifica la LR 26/2014)
<b>Emilia Romagna</b>	LR 12/2018 (che modifica la LR 24/2015)
LR 20/2000 "Disciplina generale sulla tutela e l'uso del suolo" come modificata dalle LR 6/2009 e LR 17/2014 ;	<b>Sardegna</b>
LR 24/2017 Disciplina regionale sulla tutela e l'uso del territorio	LR 8/2015 "Norme per la semplificazione e il riordino di disposizioni in materia urbanistica ed edilizia e per il miglioramento del patrimonio edilizio"
LR 14/2014 "Promozione degli investimenti in Emilia Romagna"	Sicilia
LR n. 24/2017 "Riduzione del consumo del suolo, riuso del suolo edificato e tutela delle aree agricole"	LR 16/2016 "Recepimento del Testo Unico delle disposizioni legislative e regolamentari in materia edilizia approvato con decreto del Presidente della Repubblica 6 giugno 2001, n. 380"
<b>Friuli Venezia Giulia</b>	<b>Toscana</b>
LR 5/2007 "Riforma dell'urbanistica e disciplina dell'attività edilizia e del paesaggio"	LR 65/2014 "Norme per il governo del territorio", come modificata dalla LR 43/2016
LR 19/2009 "Codice regionale dell'edilizia" come modificata dalla LR 13/2014 "Misure di semplificazione dell'ordinamento regionale in materia urbanistico-edilizia (...)"	Provincia di Trento
LR 21/2015 "Disposizioni in materia di varianti urbanistiche di livello comunale e contenimento del consumo di suolo"	LP 15/2015 "Legge provinciale per il governo del territorio"
LR 1/2016 "Riforma organica delle politiche abitative e riordino delle Ater"	<b>Umbria</b>
<b>Lazio</b>	LR 1/2015 "Testo Unico governo del territorio e materie correlate"
LR 21/2009 "Misure straordinarie per il settore edilizio ed interventi per l'edilizia residenziale sociale"	<b>Veneto</b>
LR 7/2017 Disposizioni per la rigenerazione urbana e per il recupero edilizio.	LR 11/2004 "Norme per il governo del territorio e in materia di paesaggio"
<b>Liguria</b>	LR 4/2015 "Modifiche di leggi regionali e disposizioni in materia di governo del territorio e di aree naturali protette regionali"
LR 36/1997 "Legge urbanistica regionale" come modificata dalla LR 11/2015	Circolare n. 1 del 11 febbraio 2016 "Legge regionale 16 marzo 2015, n. 4 - Modifiche di leggi regionali e disposizioni in materia di governo del territorio e di aree naturali protette". Chiarimenti in merito all'articolo 7.
LR 16/2008 "Disciplina dell'attività edilizia"	LR 14/2017 "Disposizioni per il contenimento del consumo di suolo, la rigenerazione urbana e il miglioramento della qualità insediativa"
LR 1/2016 "Legge sulla crescita"	<b>Valle d'Aosta</b>
<b>Lombardia</b>	LR 11/1998 "Normativa urbanistica e di pianificazione territoriale della Valle d'Aosta"
LR 31/2014 "Disposizioni per la riduzione del consumo di suolo e per la riqualificazione del suolo degradato" come modificata dalla LR 38/2015, modificata dalla LR 16/2017 attualmente sotto parziale verifica della Corte Costituzionale	
LR 12/2005 "Legge per il governo del territorio"	

## 2.5 I Rapporti sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici dell'ISPRA

Il quadro conoscitivo sul consumo di suolo nel nostro Paese è disponibile grazie ai dati aggiornati annualmente da parte del **Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA)**<sup>8</sup> e, in particolare, della cartografia prodotta dalla rete dei referenti per il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo del SNPA, formata da ISPRA e dalle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente delle Regioni e delle Province autonome<sup>9</sup>.

Il monitoraggio del consumo di suolo è stato avviato da ISPRA attraverso una specifica rete campionaria basata sulla rete di punti utilizzata per il monitoraggio dell'uso del suolo e per la validazione dei dati del CORINE Land Cover che ha prodotto la prima carta dell'impermeabilizzazione a scala nazionale nel 2008 (Munafò, 2008 in ISPRA, 2008) e successivamente si è evoluta grazie all'utilizzo delle informazioni e alle immagini sempre più accurate disponibili grazie al monitoraggio satellitare della terra, fino all'attuale sistema di monitoraggio che si basa oggi prevalentemente sugli strati informativi resi disponibili nell'ambito del programma Copernicus, migliorati e classificati dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) attraverso la rete dei referenti per il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo.

A partire dal 2014 ISPRA produce un rapporto annuale con gli aggiornamenti delle stime del consumo di suolo in tutti i comuni italiani.

Le edizioni del Rapporto ed i dati completi del consumo del suolo e gli indicatori derivati sono rilasciati in formato aperto e liberamente accessibili (licenza CC BY 3.0 IT) all'indirizzo <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/soilo-e-territorio/il-consumo-di-suolo/i-dati-sul-consumo-di-suolo>.

## 2.6 Il progetto LIFE SAM4CP

A partire dai dati pubblicati da ISPRA (Munafò et al., 2015), si è reso evidente che in termini assoluti, il consumo di suolo è un grave problema per l'Italia, poiché ha riguardato circa 21.000 chilometri quadrati pari al 7% del suolo nazionale con le principali componenti del consumo rappresentate da infrastrutture di trasporto (41%) e gli edifici (30%). Considerando anche gli effetti che l'impermeabilizzazione di una porzione di suolo produce nell'intorno in termini di effetti indiretti e di disturbo, la disponibilità di suolo libero e di qualità si dimostra ancora più compromessa. Stimando la superficie effettivamente disturbata dalla presenza di coperture impermeabili come quella ad una distanza di 100 m dalle aree costruite, la superficie effettivamente coinvolta, indicatore della portata del disturbo provocato dal consumo di suolo, è risultata essere il 54,9% della superficie nazionale.

Il consumo di suolo ha prodotto una profonda trasformazione del territorio italiano negli ultimi decenni, con una urbanizzazione diffusa che riguarda zone sempre più ampie del Paese, non solo ai margini delle principali aree urbane e la conseguente perdita di confine tra città e campagna e

---

<sup>8</sup> Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente è stato istituito con la legge 28 giugno 2016, n. 132 "Istituzione del Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale".

<sup>9</sup> La cartografia completa e gli indicatori derivati sono disponibili per il download sul sito [www.consumosuolo.isprambiente.it](http://www.consumosuolo.isprambiente.it) con una licenza che ne permette il pieno utilizzo (CC BY 3.0 IT).

un'evidente frammentazione del paesaggio. Sono proliferati e continuano ad avanzare in modo apparentemente inconsapevole gli spazi trasformati profondamente per la costruzione di edifici e infrastrutture, alterati a causa di rimozione, scavo, contaminazione, impermeabilizzazione e compattazione del terreno, in ultima analisi consumati, con una conseguente perdita dei suoli spesso irreversibile.

Nell'ambito del dibattito presente a livello scientifico, istituzionale e politico sulla efficacia della valutazione e sulle possibili strategie per limitare e affrontare gli impatti prodotti dal consumo di suolo, in particolare rispetto ai servizi ecosistemici del suolo, si è inserita l'attività del progetto LIFE+ SAM4CP, coordinato dalla Città metropolitana di Torino, che ha unito il lavoro di ricerca dell'ISPRA e del Politecnico di Torino alle applicazioni a scala nazionale e locale con alcuni comuni impegnati nella revisione dei propri strumenti di pianificazione. La valutazione dei servizi ecosistemici del suolo può essere un efficace strumento per assicurare la base conoscitiva necessaria ai decisori dal livello globale a quello locale, dove le amministrazioni locali, sede delle principali decisioni che influenzano il consumo di suolo, si trovano spesso ad affrontare la questione dell'erosione dei servizi ecosistemici con poca consapevolezza e con strumenti conoscitivi inadeguati.

In questo progetto ISPRA ha avuto la responsabilità di una azione dedicata alla analisi e selezione delle metodologie di valutazione dei sette dei principali servizi ecosistemici resi dal suolo libero (immagazzinamento di carbonio, biodiversità, impollinazione, conservazione dei nutrienti, erosione, produzione di legname e produzione agricola) per la componente biofisica, sia in termini di modellistica direttamente utilizzabile che in termini di capacità di aprire a nuovi modi di affrontare il tema dello sviluppo urbano e della pianificazione territoriale. L'obiettivo è valutare e quantificare per comprendere come i benefici prodotti potrebbero variare in base ai cambiamenti di uso del suolo.

Tra le prime azioni del progetto ISPRA (azione B1) ha esaminato le metodologie di valutazione dei servizi ecosistemici, sia in termini di approcci sia di modellistica direttamente utilizzabile avendo come punto di riferimento la necessità di aprire a nuovi modi di affrontare il tema del consumo di suolo nell'ambito della pianificazione degli usi del suolo. L'obiettivo è stato quello di fornire un quadro di riferimento utile al pianificatore e all'amministratore nella scelta della opzione metodologica più adatta al caso specifico, utilizzabile come base di riferimento per lo sviluppo di casi studio e dello sviluppo dello strumento di simulazione, che raccoglie le metodologie sviluppate (cfr. 1.10) e rappresenta il principale prodotto del progetto. In particolare, si tratta di due strumenti: Playsoil, di carattere dimostrativo e divulgativo attraverso il web, e Simulsoil, software desktop per la simulazione di scenari di uso del suolo e relativa valutazione dei SE. Tra gli strumenti sviluppati in forma di sistemi di supporto alle decisioni, playsoil e simulsoil non sono i soli, anche altri progetti hanno sviluppato strumenti di simulazione di scenari di impatto hanno riguardato l'Italia, tuttavia questo per la sua capacità di lavorare sull'intero territorio nazionale ed in forma aperta a qualunque utenza, si candida ad essere tra i più promettenti. Occorre naturalmente citare alcune altre esperienze, in particolare il progetto SOILCONSWEB (terminato), il cui simulatore su alcune aree pilota è stato uno dei riferimenti per il progetto SAM4CP, ed ora è oggetto di un upscaling attraverso un progetto H2020 (Landsupport, nel quale ISPRA partecipa attivamente per la parte consumo di suolo e servizi ecosistemici), il progetto RECARE (terminato) che ha prodotto un sistema di supporto alle decisioni Integrated Assessment Model (IAM) disponibile però solo a pagamento, il progetto SmartSOIL (terminato) con un tool relativo però solo ad alcune valutazioni di interesse agricolo, cui si aggiunge il progetto LANDMARK, in corso,

che sta sviluppando un sistema di monitoraggio e simulazione in forma di App “Soil Navigator” destinata ad un utilizzo a scala di singola azienda agricola.

Nel SAM4CP l’interesse si è concentrato sulla valutazione dei servizi ecosistemici connessi al land cover change da non-urbano a urbano (più o meno discontinuo), rilevabili dalla carta nazionale del consumo di suolo prodotta da ISPRA (cfr. par. 1.11), prendendo in considerazione non solo i servizi ecosistemici forniti direttamente dal suolo ma anche di quelli il cui valore e condizione sono influenzati dai cambiamenti di uso del suolo e che di conseguenza subiscono impatti significativi in conseguenza di un consumo eccessivo di suolo.

In questa ricerca le metodologie utilizzate e i risultati delle azioni relative ai casi pilota sui tre comuni di Bruino, Chieri e None nella città metropolitana di Torino, sono considerati insieme ad altri come casi di confronto con la sperimentazione condotta sul comune di Roma.

## 2.7 Ecosistemi, funzioni e servizi ecosistemici

Le raccomandazioni internazionali per garantire un uso più sostenibile delle risorse naturali (a partire da Rio 1992, poi la Strategia sulla biodiversità ed oggi fino a Horizon2020) indicano nella tutela del capitale naturale uno dei cardini per la sostenibilità della vita dell’uomo sulla terra. La valutazione dei benefici offerti da questo capitale, attraverso la identificazione degli ecosistemi e dei servizi che producono, è una delle sfide che la conoscenza scientifica e la pratica gestionale hanno di fronte nei prossimi anni. Al centro dell’attenzione vi sono dunque i Servizi Ecosistemici (SE) definiti come i benefici (o contributi) che l’uomo ottiene, direttamente o indirettamente, dagli ecosistemi (Costanza, 1997; TEEB, 2010).

Come richiamato dal Rapporto sullo stato dell’ambiente europeo (EEA, 2015) nelle aree più dotate di servizi ecosistemici, in grado di mantenere una buona qualità degli ecosistemi che lo costituiscono e di valorizzarne i servizi, il territorio e la comunità umana che vi risiede sono più resilienti e meno vulnerabili. Di conseguenza la pianificazione territoriale ed urbanistica dovrebbe integrare questi aspetti ed esplorare modalità applicative per assicurare uno sviluppo territoriale sostenibile.

Negli ultimi decenni, il concetto di servizi ecosistemici è stato oggetto di un crescente interesse, sia a livello globale, con principale riferimento nel Millennium Ecosystem Assessment (MEA) del 2005 sia, più di recente, alla scala della pianificazione locale con un crescente numero di esempi applicativi e casi studio. L’elaborazione ha condotto ad alcune sistematizzazioni che aiutano a far convergere gli sforzi della ricerca scientifica. Di particolare interesse sono i programmi The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) e Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) nonché le esperienze applicative prodotte da alcuni progetti europei descritti nel seguito.

Nonostante la VASta produzione scientifica, rimane aperto il dibattito su come applicare questo approccio innovativo e perVASivo, su quale sia il livello giusto per la considerazione dei servizi ecosistemici e su quali servizi si debba concentrare l’attenzione, in particolare per quanto riguarda i servizi ecosistemici forniti dal suolo, soprattutto alla scala locale, una delle questioni che le Nazioni Unite hanno evidenziato nel momento in cui il 2015 è stato proclamato dall’Assemblea generale delle Nazioni Unite «Anno internazionale dei suoli», una proclamazione che ricorda come il suolo rappresenti l’essenza della vita, una risorsa essenziale per il mantenimento dell’equilibrio dell’intero ecosistema e per la conservazione del patrimonio naturale.

In questo contesto la relazione con la pianificazione territoriale ed urbana assume una importanza notevole, insieme alla necessità di trasferire l'avanzamento metodologico nella realtà del processo decisionale, che è ancora una sfida ancora aperta (Ruckelshaus et al 2013). Rimane dunque la necessità che lo sviluppo disciplinare si occupi di rafforzare le capacità del decisore e del pianificatore locale e di superare la resistenza rispetto alla integrazione di temi ecosistemici, troppo spesso considerati ancora oggi come accessori della pianificazione territoriale o comunque come temi da sottoporre ai prioritari interessi di crescita economica in termini classici di PIL.

Il progetto LIFE SAM4CP è proprio dedicato a questo rapporto tra valutazione ecosistemica e pianificazione territoriale, con il fine ultimo di contribuire alla riduzione del consumo di suolo. Nell'ambito della azione B1 del progetto LIFE SAM4CP, è stata dunque prodotta questa review finalizzata ad offrire una panoramica di riferimento sulle metodologie di valutazione dei servizi ecosistemici, sia in termini di modellistica direttamente utilizzabile che in termini di capacità di aprire a nuovi modi di affrontare il tema dell'urban sprawl ed il fine della pianificazione. L'obiettivo è fornire un quadro di riferimento utile nella scelta della opzione metodologica più adatta al caso specifico, utilizzabile come base di riferimento per lo sviluppo di casi studio.

La review che è stato il primo prodotto del progetto, qui richiamata, ripercorre il quadro teorico e le maggiori correnti di pensiero, le metodologie sviluppate più interessanti e la relativa critica. In particolare, l'interesse si concentra sulla valutazione dei servizi ecosistemici connessi al land cover change da non-urbano a urbano (più o meno discontinuo), prendendo in considerazione non solo i servizi ecosistemici forniti direttamente dal suolo ma anche di quelli il cui valore e condizione sono influenzati dai cambiamenti di uso del suolo e che di conseguenza subiscono impatti significativi in conseguenza di un consumo eccessivo di suolo.

L'analisi ha evidenziato che la valutazione dei servizi ecosistemici forniti dal suolo non è ancora supportata da un contesto scientifico condiviso. In particolare, permangono differenze tra gli schemi che si riferiscono ai servizi forniti dal suolo come matrice rispetto a quelli che includono i servizi del suolo più o meno esplicitamente connessi al land use. È comunque possibile delineare alcune prospettive per l'applicazione dell'approccio ecosistemico alla pianificazione attraverso la valutazione dei servizi ecosistemici, anche attraverso i diversi modelli e software disponibili. In particolare, emerge che grazie alla maggiore accessibilità dei nuovi strumenti di valutazione, condivisi e gratuiti, e ad una maggiore disponibilità di dati e informazioni, se sistematizzate opportunamente, sarà possibile nel prossimo futuro una diffusione delle valutazioni attraverso i servizi ecosistemici anche alla scala locale a costi accettabili (Bagstad, 2013). Al fine di verificarne le capacità di valutazione per la componente biofisica sono stati selezionati diversi modelli open access, spazialmente espliciti, come descritto nel capitolo 5.

### 2.7.1 Analisi della letteratura scientifica

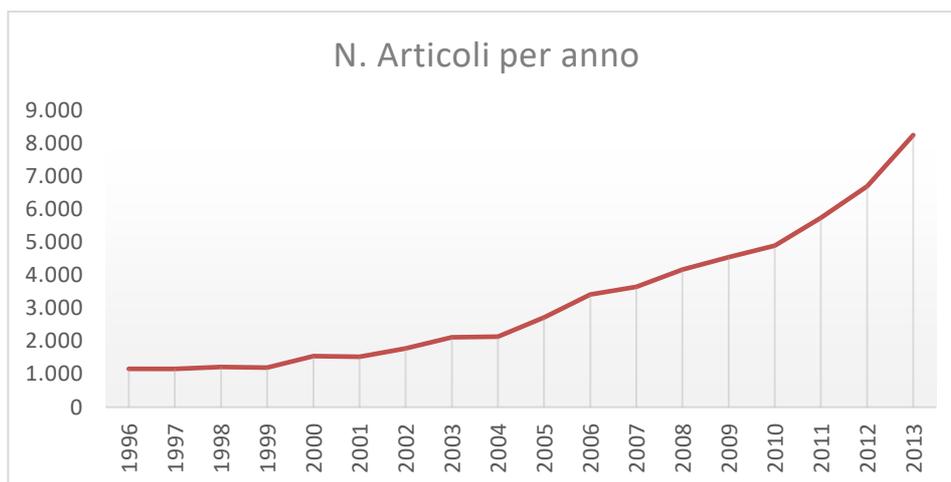
L'analisi della letteratura scientifica è stata condotta al fine di inquadrare le attività del progetto life SAM4CP nel contesto disciplinare di riferimento. L'analisi è stata sviluppata a partire da una ricerca dei principali riferimenti utilizzando diversi motori di ricerca e banche dati di letteratura scientifica (Science direct/Web of science, google scholar, Wiley on line library, MDPI Open Access <http://www.mdpi.com/>, etc.). Attraverso l'utilizzo di diverse parole chiave da sole o con varie combinazioni: "ecosystem services", "soil", "land use", "planning", e con alcuni approfondimenti a partire dai principali articoli di review e dai siti dei principali programmi di ricerca e conferenze in materia, è stato ricostruito il contesto scientifico con riferimento alla produzione fino al settembre 2014, con una collezione finale di oltre 130 elementi la cui bibliografia è riportata in appendice.

La produzione di letteratura in materia di ecosistemi è naturalmente molto vasta. L'anno di riferimento per l'inizio dello sviluppo della letteratura in materia è generalmente indicato nel 1997, in base all'articolo più noto e più citato sui SE di Costanza e colleghi su Nature. A titolo di esempio l'analisi quantitativa condotta sul motore di ricerca science direct ha evidenziato oltre 76.000 articoli con un andamento temporale crescente, con un'accelerazione a partire dal 2010, probabilmente perché tale anno è stato dichiarato "Anno mondiale della biodiversità".

**Tabella 2 Analisi quantitativa dei riferimenti di letteratura**

**N. ARTICOLI PER ANNO – Science direct parola chiave "ecosystem services"**

<b>2015*</b>	80	2009	4.548	2003	2.116	1997	1.163
<b>2014*</b>	8.291	2008	4.167	2002	1.782	1996	1.161
<b>2013</b>	8.243	2007	3.646	2001	1.525	1995**	10.332
<b>2012</b>	6.689	2006	3.410	2000	1.545		
<b>2011</b>	5.731	2005	2.719	1999	1.197		
<b>2010</b>	4.890	2004	2.141	1998	1.216		
<b>* ricerca al mese di luglio 2014**1995 e anni precedenti</b>							



**Figura 3 Andamento temporale della produzione scientifica**

Considerata la presenza negli ultimi anni di review articles sul tema servizi ecosistemici, si è concentrata la ricerca su articoli recenti, per la maggior parte successivi al 2010. Partendo dunque dal 2010, è stata effettuata un'analisi degli articoli più citati degli ultimi anni attraverso Web of science. Con le parole chiave "ecosystem services" e "planning" si sono ottenuti 1.239 risultati considerando solo articoli e review. Tra questi, ve ne sono 8 classificati tra i più citati, di cui il primo, con 234 citazioni è il seguente: de Groot, R. S.; Alkemade, R.; Braat, L.; et al. 2010. *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making.*

Un'ulteriore ricerca, più ristretta, condotta in science direct con le parole chiave "soil ecosystem services" e "planning", ha prodotto 29 risultati riportati in ordine di rilevanza. Tra questi alcuni trattano propriamente i servizi ecosistemici del suolo ed il rapporto con la pianificazione in generale (es. Pulleman, 2012; Dominati, 2010; Breure 2012) oppure attraverso casi studio (es. Gong, 2014). Al fine di integrare la ricerca con gli elementi di novità più recenti, sono state esplorate anche alcune recenti conferenze internazionali e risultati di progetti finanziati con fondi europei. In particolare spunti sono offerti dalla conferenza ESP (Ecosystem Services Partnership)

descritta nel seguito in corso a settembre 2014, che ha evidenziato alcune novità in materia, con particolare riferimento ai progetti (Civi.Net, COBRA, COMET-LA, EcoAdapt, COMBIOSERVE, BIODIVERSA), lo sviluppo di nuovi network (VESPLAN and LANES networks) e l'applicazione innovativa di modelli (UNCCD-OSLO model in the promotion of sustainable land management) e di banche dati (Ecosystem Service Quantification Database –ESQD PBL Netherlands Environmental Assessment Agency and Wageningen University). Sono inoltre stati esplorati, anche con finalità per altre azioni di progetto tra le quali l'azione E4 di networking del progetto LIFE SAM4CP, i principali progetti LIFE che si sono occupati di servizi ecosistemici in particolare o più in generale di biodiversità e pianificazione territoriale ed urbana. Sono stati selezionati 77 progetti tra quelli presenti nella banca dati dei principali progetti LIFE (<http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index>) utilizzando selezionando il tema (T) "environment" e sottotema "land use and planning", all'interno dei quali i progetti sono classificati per i temi urban design (UD), spatial planning (SP), soil and landscape protection (SLP); altre fonti, in particolare italiane, sono state esplorate con le parole chiave servizi ecosistemici, suolo e territorio. I progetti selezionati sono stati classificati qualitativamente sulla base della rilevanza rispetto al tema dei servizi ecosistemici con una scala da 0 a 2, come illustrato nella

**Tabella 3 Analisi qualitativa dei principali riferimenti**

Title and country	T	R	T	Title and country	R
Capital of Biodiversity (Deutschland)	UD	2	UD	LIFE ACT (Italia)	1
CSMON LIFE (Italia)	altra	2	SLP	LIFE EBRO-ADMICLIM (España)	1
DOÑANA SOSTENIBLE (España)	SLP	2	SLP	LIFE NOVADRAIN (Danmark)	1
GAIA (Italia)	UD	2	UD	LIFE PISA (España)	1
HydroSense (Ellas)	SLP	2	SLP	LIFE SMART-AGROWETLAND (España)	1
LIFE BARBIE (Italia)	altra	2	UD	LIFE_ADAPTCITY_PL (Poland)	1
LIFE EcosystemServices (Latvia)	SP	2	SLP	Life+ ClimAgri (España)	1
LIFE Fa.Re.Na.It	altra	2	SLP	PROSODOL (Ellas)	1
<b>LIFE SAM4CP (Italia)</b>	SP, SLP, UD	2	UD	Quick urban forestation	1
LIFE U-SAVEREDS (Italia)	altra	2	SP	R-URBAN (France)	1
LIFE Viva Grass (Lithuania Lietuva)	SLP	2	UD	SeineCityPark (France)	1
LIFE-AGRICARE (Italia)	SLP	2	SLP	SelPiBioLife (Italia)	1
LIFE-GESTIRE (Italia)	altra	2	SP	Urban Oases - Keidas (Finland)	1
LIFE-GREEN4GREY (Belgique)	UD	2	UD	WATACLIC (Italia)	1
LIFENaturEtrade (United Kingdom)	SP	2	UD	AIR-AWARE (Romania)	0
LIFEPeatLandUse (Finland Suomi)	SP	2	SLP	BIOREM (Italia)	0
Making Good Natura (Italia)	altra	2	SLP	BIOTAGENE (Estonia)	0
MEDAPHON (Hungary)	SLP	2	SLP	BIOISOIL (España)	0
PAN LIFE	altra	2	SLP	ECOGLAUCA ÉRGON (España)	0
PTD LIFE (France)	SLP	2	SLP	EcoPest (Ellas)	0
RES MARIS	altra	2	UD	GREECIT (Sverige)	0
RESTO CON LIFE	altra	2	UD	H.U.S.H. (Italia)	0
REWETLANDS	altra	2	SLP	I+DARTS (España)	0

RINASCE	altra	2	UD	LIFE - DYNAMAP (Italia)	0
Roof greening (Sverige)	UD	2	SLP	LIFE EVERGREEN (Italia)	0
SMART4Action	altra	2	UD	LIFE Solar Highways (Nederland)	0
SOIL MONITORING (Croatia Hrvatska)	SLP	2	SLP	LIFE ZENITTHYS (France)	0
Soil Sustainability(So.S) (Ellas)	SLP	2	UD	LIFE+ RESPIRA (España)	0
SOILCONS-WEB (Italia)	SLP	2	UD	LIFE-PHOTOSCALING (España)	0
SOILPRO (Italia)	SLP	2	SLP	MIPOLARE (España)	0
SOSS DUNES LIFE	altra	2	SLP	New Life (Italia)	0
SUN LIFE	altra	2	SLP	NorthPestClean (Danmark)	0
VISIONTECH4LIFE (España)	UD	2	UD	P.A.A.S.A. CUENCA (España)	0
Δ-LAGOON (España)	SLP	2	UD	PLATAFORMA CENTRAL IBERUM (España)	0
BLUE AP (Italia)	UDUD	1	SLP	RIVERPHY (España)	0
CLIMATE (France)	UDUD	1	UD	SUN EAGLE (Italia)	0
ECOLUP (Deutschland)	SPSP	1	SLP	The Green Deserts (España)	0
ENVIFACILITATE (Finland Suomi)	SPSP	1			
JEREZ + natural (España)	UDUD	1			
KerryLIFE	altraaltra	1			

Una successiva indagine sull'andamento del tema in letteratura, aggiornata al 2014 (Malcevshi, 2015 per Gruppo di lavoro Capitale naturale della Fondazione Sviluppo sostenibile - parole-chiave nei titoli e negli abstract ISI-WOS), fa il confronto tra la presenza relativa di diversi memi vicini ai servizi ecosistemici, come evidenziato nelle figure, 4,5 e 6.

Da questa analisi è possibile trarre alcune considerazioni, in particolare il “declino” dell’interesse scientifico sul tema sviluppo sostenibile, lo scarso interesse su capitale naturale e green economy, mentre si osserva la crescita del tema resilienza, nuovo paradigma che appare forte sia in campo scientifico che per il grande pubblico, e quella del tema dei “Servizi ecosistemici”, che è in una situazione ottima in campo scientifico, anche se, almeno al 2014, è rimasto di nicchia ristretta presso il pubblico complessivo.

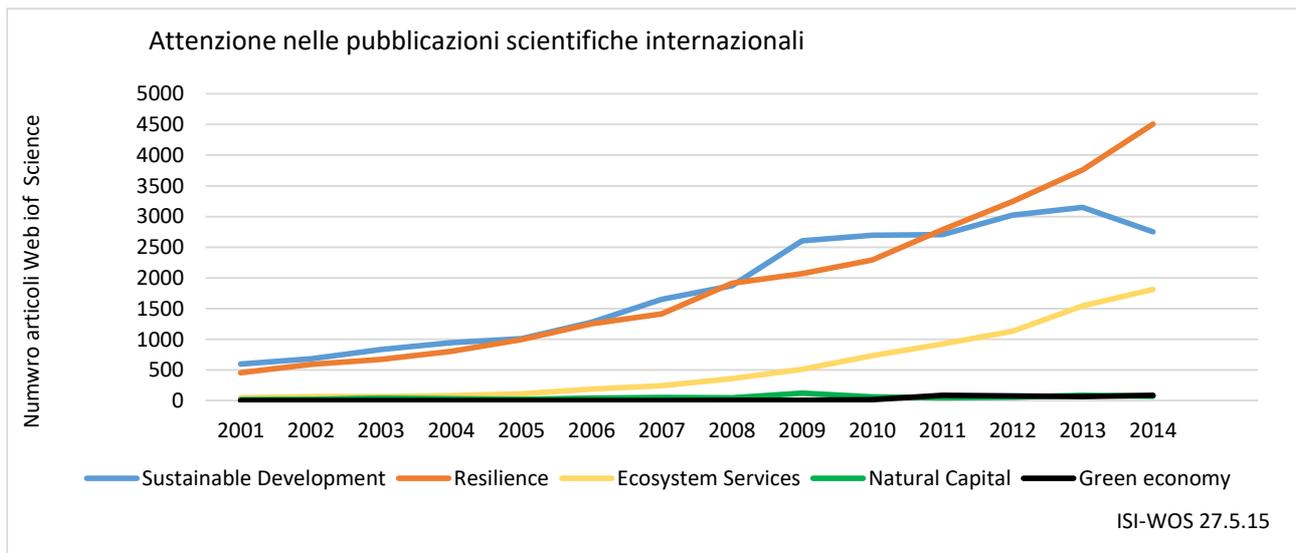


Figura 4 Confronto temporale tra memi vicini ai SE

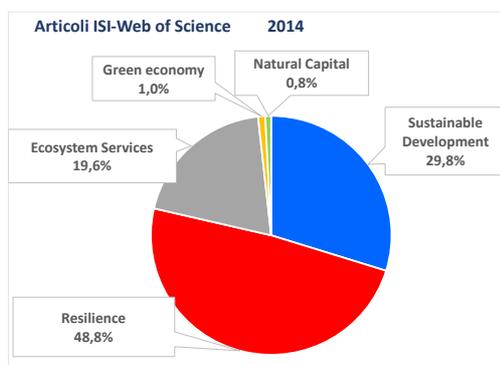


Figura 6 distribuzione della produzione scientifica

	2014	vs.2013	vs.2010	vs.2005
Sustainable Development	2750	-13%	2%	359%
Resilience	4505	20%	97%	890%
Ecosystem Services	1812	17%	147%	3598%
Green economy	88	26%	450%	4300%
Natural Capital	73	-17%	20%	387%

Figura 5 numerosità di articoli per i diversi memi

### 2.7.2 Il contesto della ricerca sui servizi ecosistemici

La valutazione dei servizi ecosistemici offerti dalla natura all'uomo è un crescente campo di ricerca che affronta, a partire dalla fine degli anni '60, la questione del rapporto tra la società umana e l'ambiente naturale ed ha progressivamente trovato spazio nell'ambito delle elaborazioni in materia di ecologia e biodiversità fino all'inserimento dell' "Ecosystem Approach" nell'ambito della Convenzione sulla Biodiversità (CBD) del 1992 e al Millennium ecosystem assessment (MEA 2005).

La Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD), uno dei principali accordi adottati a Rio de Janeiro nel 1992, ha offerto una prima definizione di habitat e di diversità biologica, intesa come "la variabilità degli organismi viventi di ogni origine, compresi gli ecosistemi terrestri, marini e altri ecosistemi acquatici, e i complessi ecologici di cui fanno parte"<sup>10</sup>. Con questo accordo internazionale è stata riconosciuta l'importanza e il valore intrinseco della diversità biologica e delle sue componenti ecologiche, genetiche, sociali, economiche, scientifiche, educative, culturali, ricreative ed estetiche ed è stato introdotto il concetto di minaccia per la stabilità degli ecosistemi,

<sup>10</sup> G.U. 13 dicembre 1993 (n. 309), Preambolo, "Convenzione sulla diversità biologica".

per rappresentare il pericolo della perdita delle caratteristiche ecologiche (ad esempio resistenza e resilienza) che sono alla base della esistenza della diversità biologica.

Il suolo è esso stesso un habitat basilare per specie animali e vegetali che ne sviluppano la struttura rendendolo più poroso (con un aumento delle componenti di acqua e gas al suo interno e conseguente aumento di fertilità).

L'evoluzione è rappresentata nello schema che segue, che evidenzia il passaggio da una discussione esclusivamente in ambito scientifico negli anni '90 all'inserimento nelle agende politiche nei primi anni 2000, accompagnati dai primi tentativi di applicazione nel decision making.

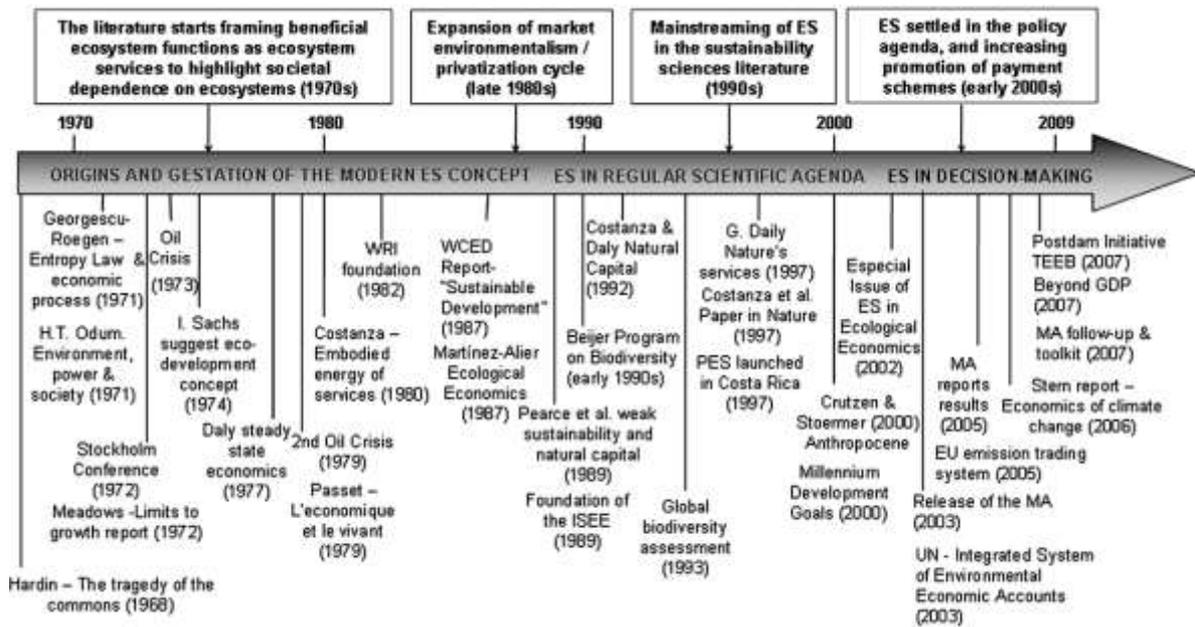
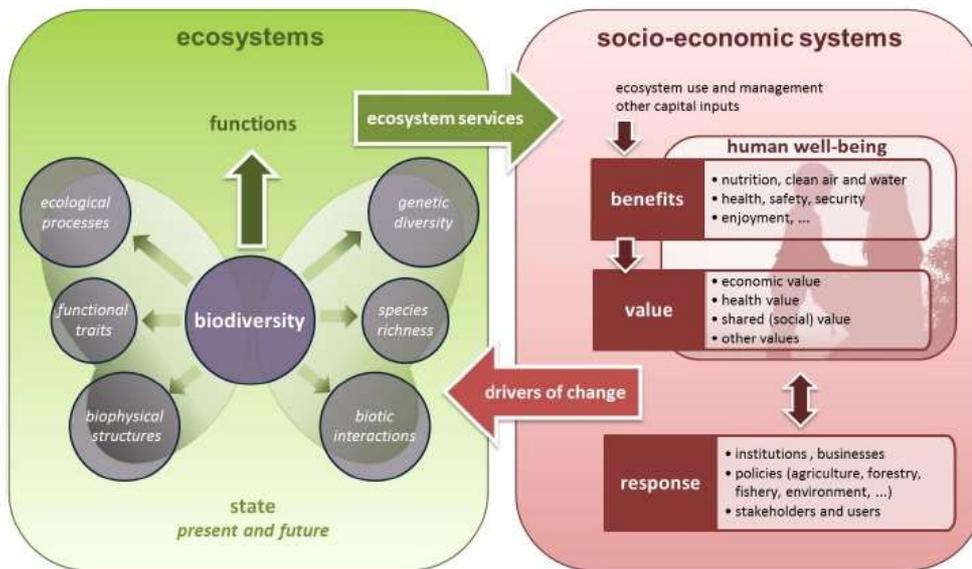


Figura 7 Sviluppo della letteratura Fonte: Gómez-Baggethun, et al., 2010, cited by UK NEA UK NEAFO Work Package 10: Tools, application, benefits and linkages for ecosystem science.

Figura 8 Schema interpretativo della relazione ecosistemi-sistema socioeconomico Fonte Maes, 2013



La pervasività e trasversalità del concetto di servizi ecosistemici sta progressivamente portando a convergenze tra diversi settori disciplinari, tra i quali l'ecologia, l'economia, la pianificazione territoriale e paesaggistica, le scienze del clima, etc. Come evidenziato dallo schema che segue, tratto dalle elaborazioni del progetto Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services del JRC (Maes et al., 2013) i fattori chiave che influenzano gli ecosistemi ricadono nella sfera socioeconomica e riguardano i diversi benefici e valori del benessere umano.

Il concetto di ecologia, inizialmente introdotto nell'ambito ristretto delle scienze naturali all'inizio del 1900 (Haecke, 1866), e poi quello di ecosistemi (Transley, 1935) si sono poi trasformati per incontrare il rapporto con l'uomo nelle elaborazioni a partire dagli anni '60 (Odum, 1963).

Le scienze ecologiche hanno dunque sviluppato il concetto di biodiversità, o diversità biologica attraverso la conoscenza degli ecosistemi e delle loro capacità e caratteristiche, fino a condurre alla definizione formalizzata nella Conferenza dell'86 su ambiente e sviluppo di Rio de Janeiro del 1992 (art. 2 della Convenzione ONU sulla diversità biologica) che descrive la Biodiversità come "ogni tipo di variabilità tra gli organismi viventi, compresi, tra gli altri, gli ecosistemi terrestri, marini e altri acquatici e i complessi ecologici di cui essi sono parte; essa comprende la diversità entro specie, tra specie e tra ecosistemi"<sup>11</sup>. La tipologia e valore dei servizi offerti dagli ecosistemi, infatti, varia ampiamente in funzione delle caratteristiche delle specie vegetali ed animali presenti (TEEB, 2010), che sono a loro volta strettamente collegati alle condizioni climatiche, tra le quali piovosità e temperatura (MEA, 2005). Questo perché gli ecosistemi sono strettamente connessi al "bioma" definito come porzione di biosfera<sup>12</sup> caratterizzata dal tipo di vegetazione dominante,

<sup>11</sup> Per una discussione sulla terminologia di settore si veda anche Glossario Dinamico ISPRA CATAP 2012 - <http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/mlg-78.1-2012-glossario-dinamico.pdf>

<sup>12</sup> La biosfera, o ecosfera, comprende una parte della litosfera (la superficie terrestre e il sottosuolo fino a poche decine di metri di profondità), l'idrosfera (le acque continentali, i mari e gli oceani) e i primi strati dell'atmosfera fino a circa 10 km di altezza

che determina di conseguenza anche la presenza degli animali (biomi terrestri, acquatici, e marini) ed è direttamente influenzata dalle condizioni climatiche.

I concetti di sostenibilità nel rapporto tra uomo e natura sono stati sviluppati anche dall'ecologia del paesaggio, filone disciplinare che a partire dalle prime concettualizzazioni (Troll, 1939) che riprendevano i paesaggisti del XIX° secolo e ha fornito molti elementi ed esperienze utili alla concettualizzazione attuale di servizi ecosistemici (cfr. Ingegnoli, 1999, Ecologia del paesaggio in *Frontiere della Vita* <http://www.treccani.it>). Per gli aspetti relativi alla pianificazione, di particolare rilevanza è anche l'elaborazione sviluppata a partire dal pensiero di Jan McHarg (Mcharg, 1969) sulla sostenibilità delle scelte insediative e di trasformazione del territorio e le opportunità di progettare paesaggi, città e territori attraverso la comprensione dei processi ecologici. In merito appare di interesse la misura della capacità delle aree urbanizzate di fornire servizi ecosistemici (Steiner, 2014), cui si dedica l'esperienza del progetto SITES-Sustainable Sites Initiative attraverso progetti pilota certificati ([http://www.sustainablesites.org/news/140606\\_greatecology](http://www.sustainablesites.org/news/140606_greatecology)).

L'approccio alla valutazione ed alla pianificazione attraverso i servizi ecosistemici si lega dunque strettamente alle politiche in materia di cambiamento climatico con particolare riferimento al rafforzamento delle capacità di adattamento dei sistemi territoriali (Munang, R. et al, 2013).

Le discipline in campo economico hanno svolto un ruolo fondamentale nelle elaborazioni sui servizi ecosistemici e da queste derivano la nozione di servizio ecosistemico e di capitale naturale. Nel corso del XX° secolo la discussione sviluppata nel campo economico e delle scienze sociali, a partire dai primi sistematici studi sull'equilibrio tra uomo e natura e sulla sostenibilità dell'uso delle risorse, dimostrano come i sistemi socio-economici sono fortemente dipendenti dalla disponibilità di riserve di risorse naturali.

La VASa letteratura prodotta ha coperto diversi aspetti dall'analisi dei flussi e degli interessi nel processo produttivo (Georgescu-Roegen 1971) alla differenziazione tra risorse soggette a controllo umano e risorse dominate dalla natura (Odum, 1971) all'esistenza di limiti alla crescita (Daly, H. 1977; Meadows et al. 2004). In seguito, con l'ecological economics (Costanza e Daly 1992) è stato introdotto il concetto di capitale naturale, mutuato dal capitale "classico", che rappresenta lo stock di risorse naturali che produce flussi di beni e servizi utili all'uomo per il futuro. In questa concezione la relazione tra capitale naturale e risorse naturali è vista sotto due possibili aspetti: il capitale come stock di risorse naturali e i benefici/servizi come flussi provenienti dalle stesse risorse.

La discussione sulla capacità della natura di fornire beni e servizi vitali a sostegno dell'economia e del benessere umano si è poi sviluppata sul rapporto tra funzioni degli ecosistemi e specifici servizi, quali alimenti, fibre, acqua fresca, aria pulita, impollinazione, regolazione del clima nonché sulla possibilità di quantificarli dal punto di vista economico (Daily, 1997; Costanza, 1997), sulla influenza di questa produzione sulla struttura e sulla funzionalità degli ecosistemi (de Groot et al., 2003), e tutto ciò ha portato a diverse possibili definizioni.

In questo contesto è stata proposta la differenziazione tra capitale naturale, rinnovabile e non rinnovabile, e i relativi servizi ecosistemici prodotti, definendo dunque il capitale naturale come lo stock di risorse che genera flussi di valore rappresentati da beni e servizi ecosistemici. Gli ecosistemi in questo quadro sono risorse rinnovabili fino ad un certo limite, oltre il quale divengono non rinnovabili (de Groot, 2010). Questi concetti sono divenuti patrimonio condiviso, come dimostra una delle recenti classificazioni internazionali (UNU-IHDP e UNEP 2012) secondo la quale le tipologie di capitale si dividono in: naturale (ecosistemi locali, biomi, risorse del

sottosuolo), strutturale-manifatturiero (infrastrutture, edifici, macchinari), umano (educazione, capacità, conoscenza) e sociale (istituzioni, norme e prassi).

Più di recente (Mace et al. 2015) il capitale naturale viene trattato come uno stock che include tutte le risorse naturali in aria, acqua, mare, terra e sottosuolo che sostengono le società umane. Fondamentalmente, include anche i processi fisici, biologici e chimici (ad es. Agenti atmosferici, il ciclo dell'acqua, l'evoluzione, il ciclo dei nutrienti, il reclutamento e le interazioni ecologiche), dunque include ecosistemi e relative funzioni ecosistemiche (ma non i servizi).

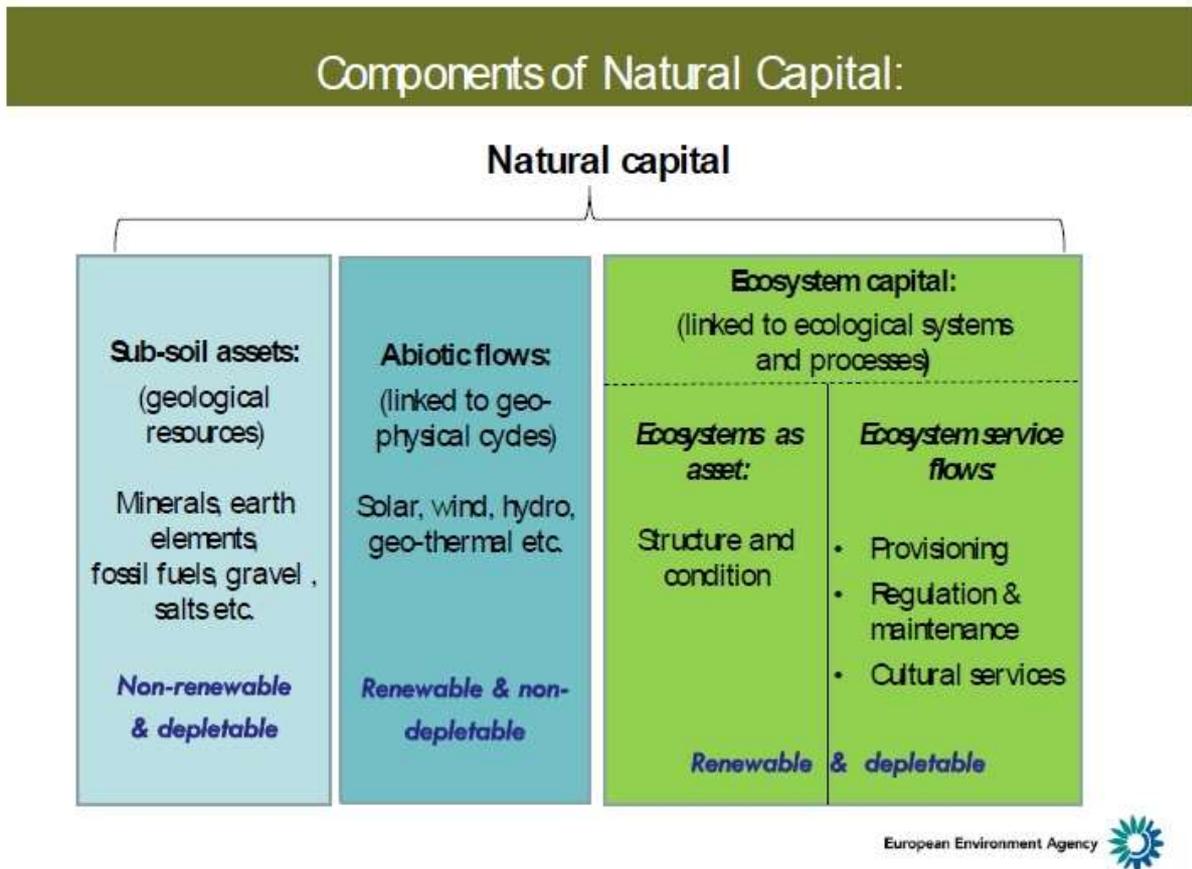
Nel cercare di fornire metodologie per la valutazione dei servizi ecosistemici, alcuni ricercatori si sono soffermati sulla valutabilità in termini economici (es. Costanza et al., 1997, 2014; de Groot et al., 2012), altri al contrario si sono concentrati sugli aspetti non valutabili con valore monetario (es. Kandziora et al., 2013), altri infine hanno seguito la strada di valutazioni attraverso indicatori ecologici o valutazioni di tipo termodinamico e biofisico.

Si richiama qui che la prima valutazione di Costanza et al. aveva stimato il valore economico di 17 servizi ecosistemici per 16 biomi, basandosi su studi precedentemente pubblicati e su alcuni calcoli. Per l'intera biosfera, il valore economico è stimato in un intervallo compreso tra 12,200 e 41,200 miliardi di euro per anno, con una media annuale pari a 24,900 miliardi di euro, anche se a causa degli imprevisti della natura, questa deve essere considerata una stima minima (Costanza, 1997).

Anche l'Europa ha adottato questo concetto, a partire dalla discussione della Roadmap per l'uso efficiente delle risorse nell'ambito del quale si è iniziato a riconoscere che una parte delle risorse naturali non venivano considerate nei sistemi di contabilità nazionale perché non riconosciuti come asset economici dai mercati (Weber, 2011).

Come dimostra lo schema proposto dal progetto MAES (Maes et al., 2013) le componenti del capitale naturale possono essere divise in tre componenti, rispettivamente il sottosuolo non rinnovabile e consumabile, flussi abiotici da fonti rinnovabili e (nel breve periodo) non consumabile ed infine il capitale ecosistemico, rinnovabile e consumabile.

Figura 9 Componenti del Capitale naturale. Fonte: Maes, 2013



In questo contesto alcune considerazioni vanno fatte rispetto alla scala di riferimento per la significatività della valutazione e per l'efficacia delle misure che possono essere prese. Secondo il MEA, la maggior parte dei SE sono minacciati da una serie di pressioni politiche, economiche e culturali, il cui controllo è in gran parte regionale e locale, d'altra parte anche i parametri del benessere umano, quali ricchezza, salute, valori culturali, cui sono in ultima istanza finalizzate le valutazioni, si correlano con le risorse naturali soprattutto al livello locale. Di conseguenza la dimensione locale nonostante le difficoltà rimane una priorità per la valutazione. Tuttavia, mentre alla scala globale, grazie agli obiettivi di salvaguardia della biodiversità che hanno portato alla necessaria valutazione degli ecosistemi nella programmazione, le metodologie sono più mature e inizia ad esserci una buona disponibilità di esempi applicativi e dati di riferimento in grado di rappresentare i principali trend su alcuni servizi ecosistemici (ad es. la regolazione del clima) (Costanza, 2014), la scala locale rimane invece più difficile da affrontare. I riferimenti sono ancora i singoli progetti di valutazione nazionale e locale ed alcuni confronti tra casi pilota.

Tra i principali ostacoli per la valutazione locale riportati in letteratura sicuramente gioca un ruolo la impossibilità di adattare direttamente gli schemi concettuali e i modelli di calcolo sviluppati per la scala globale, poiché la specificità dei territori impone quantomeno analisi più dettagliate e una raccolta di dati più onerosa (Bagstad, 2013). Ma giocano un ruolo le relazioni e gli scambi tra ecosistemi perché alla scala locale è indispensabile considerare la multifunzionalità degli ecosistemi (Potschin e Haines-Young, 2012), in particolare nell'ambiente urbano dove la complessità rende meno facile inquadrare i problemi in termini di servizi ecosistemici (Wu, 2014).

Inoltre vi sono alcuni servizi che assumono una particolare rilevanza locale (ad es. esperienze estetiche e spirituali) che sfugge a scale maggiori (Dick et al 2014).

La relazione tra i servizi ecosistemici e l'urbanizzazione è uno degli aspetti più analizzati. Alcuni esempi inseriscono l'ecosistema urbano in sé come tipologia di habitat da valutare nell'ambito di una valutazione complessiva sui servizi ecosistemici (UK NEA, 2011). Altri autori si dedicano alla misura specifica della capacità delle aree urbanizzate di fornire servizi ecosistemici attraverso progetti pilota quali il progetto SITES-Sustainable Sites Initiative<sup>13</sup> (Steiner, 2014). Altri ancora, sulla scia delle discussioni su paesaggi e biomi antropogenici, (Ellis E.C.,2011) quali pascoli, zone agricole e aree a vario livello urbanizzate, arrivano a proporre la concettualizzazione di "nuovi ecosistemi" (Hobbes, 2009 e 2013) come quelli prodotti da cambiamenti irreversibili nelle condizioni biotiche (estinzioni e inVASioni) e abiotiche (uso del suolo, cambiamenti climatici). Questo ultimo concetto viene tuttavia criticato (Murcia et al. 2014) per il rischio di introdurre un approccio falsato nella gestione della sostenibilità, confondendo un ambiente degradato con un "nuovo" tipo di ecosistema.

Per gli aspetti relativi alla pianificazione e alla sostenibilità delle scelte insediative e di trasformazione del territorio, già a partire dall'elaborazione sulla "pianificazione ecologica" (Mcharg, 1969) si è discusse l'opportunità di progettare paesaggi, città e territori attraverso la comprensione dei processi ecologici. Nell'ambito della landscape ecology si discute della sostenibilità urbana in chiave di servizi ecosistemici e della loro relazione con il benessere umano, con riferimento al paesaggio e alle città, come sistema complesso uomo-natura coinvolgendo in modo trasversale le discipline dell'ecologia, geografia, pianificazione e scienze sociali (Wu, 2014).

Da una partesì sottolinea che le valutazioni che pongono al centro dell'attenzione principalmente gli habitat (come il MA o l'UK NEA), utilizzano metodi qualitativi o expert based non sempre in grado di rappresentare la complessità, dall'altra che gli approcci in termini di sistemi/processi, che analizzano i servizi ecosistemici come un set di relazioni funzionali, utilizzano metodi quantitativi ed analisi delle dinamiche dei cambiamenti con una maggiore complessità e alti costi/temi di acquisizione dei dati di base. In questo contesto viene sostenuta la necessità di promuovere valutazioni "place based" (Potshkin et al,2012), attraverso una analisi specifiche e inclusive di processi deliberativi capaci di far emergere valori, visioni e prospettive per la comunità locale da porre come elementi prioritari della valutazione.

Si introduce dunque la dimensione sociale-culturale delle valutazioni di sostenibilità in chiave ecosistemica è un campo interessante per la ricerca, ed è stata fin qui affrontata in modi diversi.

Nei principali schemi interpretativi basati sull'analisi degli habitat la relazione tra funzioni e servizi e la dimensione sociale è stata affrontata da una parte identificando specifici servizi di tipo culturale collegati al benessere e dall'altra considerando diversi fattori come drivers dei cambiamenti, come evidenziato nella figura che segue che rappresenta il collegamento tra servizi ecosistemici e fattori del benessere sociale proposto dal MEA).

---

<sup>13</sup> [http://www.sustainablesites.org/news/140606\\_greatecology](http://www.sustainablesites.org/news/140606_greatecology)

Una evoluzione interessante in questo stesso filone di ricerca è lo schema “cascata” (Haines-Young e Potschin, 2010; Bastian, 2012) che nel rappresentare il legame tra le strutture e i processi ecologici con i valori sociali attraverso una successione di legami, introduce da una parte il concetto di “potenziale del servizio ecosistemico”, dunque una dimensione di scenario utile per la pianificazione e dall’altra separa il beneficio dal servizio in sè. In questo schema la dimensione sociale agisce nella selezione dei servizi effettivi tra quelli potenziali e nella trasformazione e percezione dei servizi come benefici, oltre che nelle dinamiche di scambio dei benefici acquisiti.

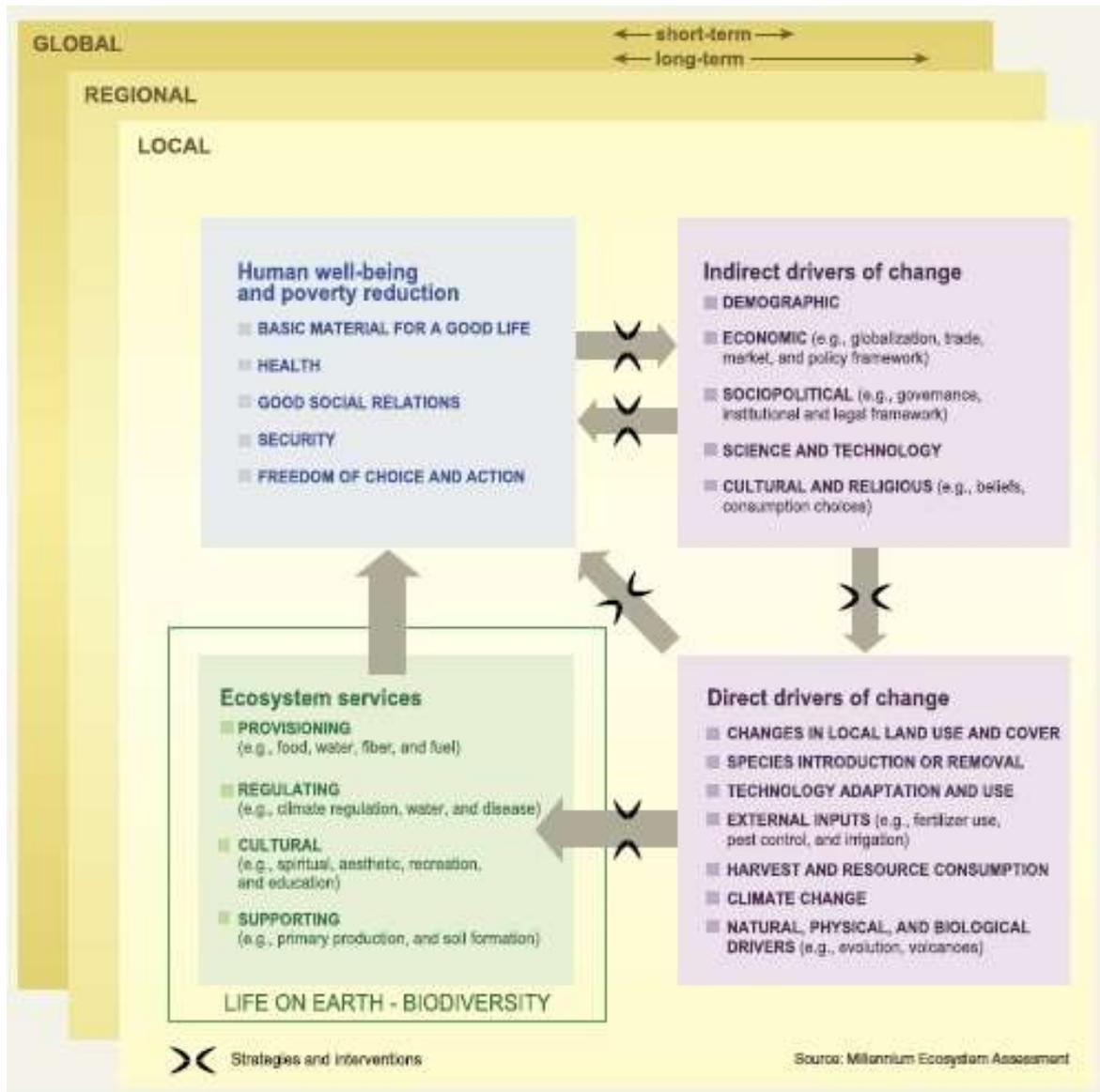


Figura 10 Schema dei rapporti di scala. Fonte: MEA, 2005

Come si evidenzia nella “cascata” in figura, che illustra una evoluzione dello schema (Spangenberg, 2014), struttura biofisica, processi e funzioni sono considerati come caratteristiche intrinseche dei sistemi naturali, e rappresentano la base biofisica per la fornitura di servizi (biosfera) parzialmente sovrapposta alle condizioni di benessere umano (antroposfera), all’interno della quale si distinguono valori d’uso e di scambio dei benefici dai servizi ecosistemici. Proseguendo su questa linea di analisi sulla influenza del fattore culturale sulla stessa identificazione dei servizi, gli stessi

autori si spingono ad affermare che i servizi ecosistemici sono determinati più dall'agire umano che dalle funzioni degli ecosistemi (Spangenberg et al 2014).

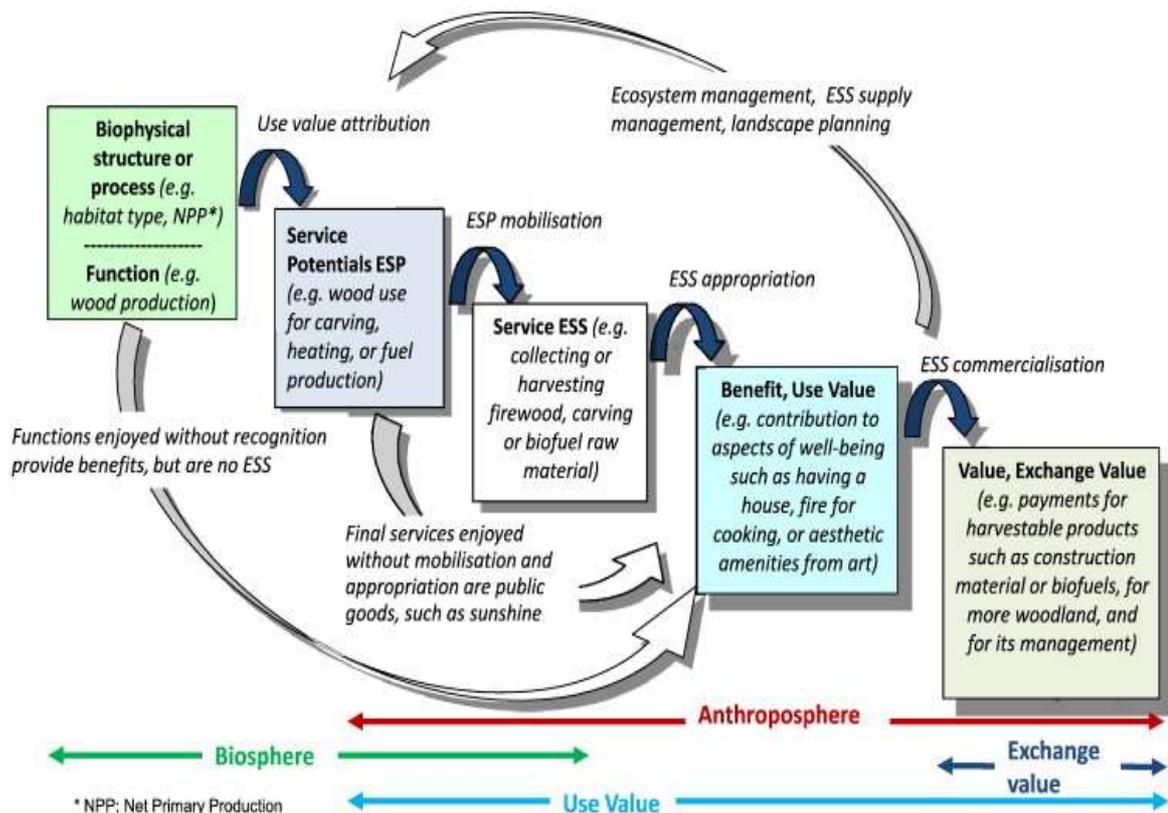


Figura 11 Schema a cascata modificato. Fonte: Spangenberg, 2014 modificato da Haines-Young e Potshin 2011

Alla luce della difficoltà di includere alcuni aspetti del benessere sociale, sia per fattori di scala che per la scarsa misurabilità o scarsa conoscenza di alcuni benefici, o ancora di sottovalutazione dell'importanza delle capacità sociali di adattamento, alcuni autori, propongono di considerare un legame più stretto con il fattore sociale ed una maggiore attenzione alla complessità. Piuttosto che sulla valutazione tecnico-economica in termini di stock naturale e successive trasformazioni in servizi e beni, propongono un vero e proprio cambio di prospettiva, considerando centrale la componente culturale e sociale dell'ambiente naturale.

In questa direzione si muovono anche le discussioni sui sistemi socio-ecologici e anche quelli sulla influenza del capitale sociale in particolare nella relazione tra ecosistemi e le dimensioni sociale, economica e politica e sulle capacità delle comunità (Ostrom, E. 2009). Peraltro, già McHarg (McHarg 1969) affermava che diverse culture sono portatrici di diversi atteggiamenti nei confronti della terra e attraverso questi modellano territori diversi attraverso un processo di adattamento creativo.

### 2.7.3 Principali approcci e schemi di classificazione

Negli ultimi venti anni il concetto di servizi ecosistemici ha visto diverse definizioni, richiamate nella tabella che segue, e al fine di sistematizzare la materia e fornire strumenti utilizzabile per applicare i concetti di servizi ecosistemici, sono stati avviati diversi grandi progetti internazionali.

**Tabella 4 Definizioni di SE. Haya et al. 2014**

<b>Alternative definitions of ecosystem services.</b>	<b>Source</b>
The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life	Daily (1997)
Benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions	Costanza et al. (1997)
Benefits people obtain from ecosystems,	MA (2005)
Final ecosystem services are components of nature directly enjoyed, consumed or used to yield human well-being	Boyd and Banzhaf (2007)
The aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to produce human well-being	Fisher et al. (2009)
Ecosystems contribution to human well-being	TEEB (2012)
Contributions of ecosystem structure and function – in combination with other inputs – to human well-being	Burkhard et al. (2012)

A partire dal MA del 2005, si sono sviluppati infatti l'Economics of Ecosystem and Biodiversity -il TEEB dell'Università di Stanford (2008), il CSD della WB (2011), l'UK National Assessment, la ESP "Ecosystem Services Partnership" e l'IPBES - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) avviata nel 2012 dalle Nazioni Unite. Da parte dell'Unione Europea negli ultimi anni si è sviluppato un lavoro rivolto sia alla classificazione che alla capacità di mappatura dei servizi ecosistemici con il programma Mapping ecosystem services - MAES del JRC e ad una proposta di schema condiviso di classificazione CICES Common International Classification of Ecosystem Services ([www.cices.eu](http://www.cices.eu)). Ciascuno degli schemi proposti ha vantaggi e svantaggi a seconda del contesto in cui è stata sviluppata. I principali approcci si possono dividere a seconda del contesto disciplinare di riferimento tra quelli di matrice ecologica, economica e socio-ecologica (sintetizzati nella figura che segue. Fonte TEEB, 2010), a seconda dell'oggetto della valutazione (es. qualità ecologica o flusso economico) e a seconda del tipo di valutazione (qualitativa, quantitativa o mista) e dalle caratteristiche dei modelli/strumenti elaborati (open source o proprietari, locali o globali, spazializzati o meno).

I servizi di approvvigionamento sono quelli immediatamente associati all'interesse umano e consistono in beni e materiali quali cibo, acqua e materie prime. I servizi di regolazione sono quelli che contribuiscono alla regolazione dei processi (sequestro di carbonio, regolazione climatica, controllo dell'inquinamento, trasformazione dei residui). I servizi di supporto costituiscono una categoria "trasversale", che supporta la produzione degli altri servizi (es. fotosintesi, formazione di suolo, ciclo dei nutrienti). Infine, i servizi culturali sono quelli connessi con l'aspetto immateriale del benessere, quali quelli ricreativi, estetici, spirituali, religiosi.

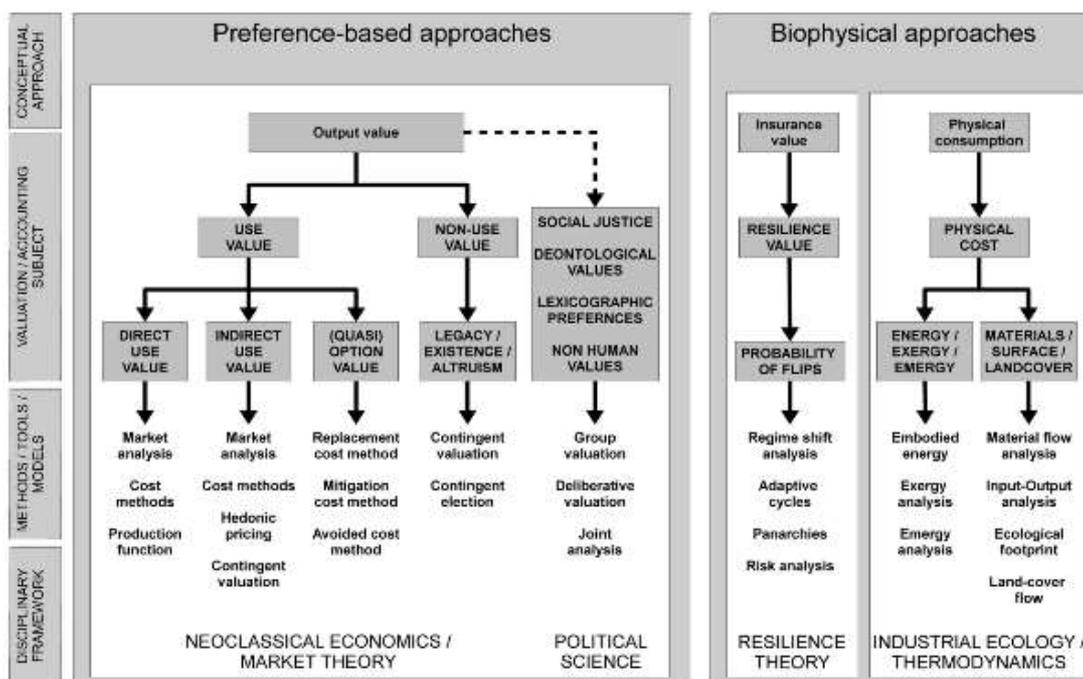


Figura 12 Schema di classificazione dei SE. Fonte: TEEB Synthesis report 2010

La categoria dei servizi di supporto è certamente la più discussa, ed alcuni (es. deGroot et al. 2010) hanno proposto diverse classificazioni sostituendo i servizi di supporto con servizi forniti dagli Habitat. In questi schemi al suolo non è riconosciuta una categoria di servizi a sé: i servizi forniti dal suolo vengono generalmente ricondotti a servizi di supporto forniti dalla struttura biofisica e dai processi che avvengono nel suolo, che si aggiungono ai servizi di approvvigionamento (es. per la produzione di cibo e materie prime), a servizi di regolazione (es. per la regolazione del ciclo idrologico) ed infine ai servizi di tipo culturale (ricreativo e paesaggistico). Tra gli aspetti principali che sono presi in considerazione dai diversi approcci alla valutazione dei servizi ecosistemici vi sono:

- condizioni degli ecosistemi e della biodiversità
- flusso di servizi da ecosistemi alla società
- relazioni e trasferimenti tra ecosistemi
- valori sociali connessi alla disponibilità di SE
- valori economici dei SE
- cambiamenti sociali ed economici con impatti (positivi o negativi) sui SE
- dimensione spaziale
- dimensione locale

Il MA è stato il primo schema di valutazione a larga scala con 21 servizi classificati ed ha costituito la base per i successivi progetti TEEB (che classifica 22 SE) e CICES (che classifica 33 SE). Quest'ultimo progetto considera anche la classificazione proposta dalla UK National Ecosystem Assessment.

A questi si aggiungono altre classificazioni, principalmente di matrice economica. Il confronto e la corrispondenza tra le categorie di servizi ecosistemici utilizzati nei tre principali schemi di classificazione, è illustrata nella tabella che segue, elaborata nell'ambito del programma MAES.

Tabella 5 Confronto tra MA, TEEB e CICES Fonte: Rielaborazione da CICES, 2014

	MA categories	TEEB categories	CICES v4.3 group
Provisioning services	Food (fodder)	Food	Biomass [Nutrition]
			Biomass (Materials from plants, algae and animals for agricultural use)
	Fresh water	Water	Water (for drinking purposes) [Nutrition]
			Water (for non-drinking purposes) [Materials]
	Fibre, timber	Raw Materials	Biomass (fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use and processing)
	Genetic resources	Genetic resources	Biomass (genetic materials from all biota)
	Biochemicals	Medicinal resources	Biomass (fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use and processing)
	Ornamental resources	Ornamental resources	Biomass (fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use and processing)
			Biomass based energy sources
			Mechanical energy (animal based)
Regulating (TEEB) – Regulating and supporting (MA) - Regulating and maintenance (CICES)	Air quality regulation	Air quality regulation	[Mediation of] gaseous/air flows
	Water purification and water treatment	Waste treatment (water purification)	Mediation [of waste, toxics and other nuisances] by biota
			Mediation [of waste, toxics and other nuisances] by ecosystems
	Water regulation	Regulation of water flows	[Mediation of] liquid flows
		Moderation of extreme events	
	Erosion regulation	Erosion prevention	[Mediation of] mass flows
	Climate regulation	Climate regulation	Atmospheric composition and climate regulation
	Soil formation (supporting service)	Maintenance of soil fertility	Soil formation and composition
	Pollination	Pollination	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection
	Pest regulation	Biological control	Pest and disease control
	Disease regulation		
	Primary production Nutrient cycling (supporting services)	Maintenance of life cycles of migratory species (incl. nursery service)	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection
			Soil formation and composition
			[Maintenance of] water conditions
		Maintenance of genetic diversity (especially in gene pool protection)	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection
	s	Spiritual and religious values	Spiritual experience

	Aesthetic values	Aesthetic information	Intellectual and representational interactions
	Cultural diversity	Inspiration for culture, art and design	Intellectual and representational interactions
			Spiritual and/or emblematic
	Recreation and ecotourism	Recreation and tourism	Physical and experiential interactions
	Knowledge systems and educational values	Information for cognitive development	Intellectual and representational interactions
			Other cultural outputs (existence, bequest)

Anche gli strumenti di analisi a supporto di questi schemi hanno avuto una notevole evoluzione negli ultimi anni. Come evidenziato in letteratura (Bagstad, 2013), questi strumenti differiscono molto in funzione delle caratteristiche di sviluppo e di utilizzo, pertanto per un corretto utilizzo è necessario scegliere lo strumento adatto agli obiettivi della valutazione, come evidenziato nella figura.

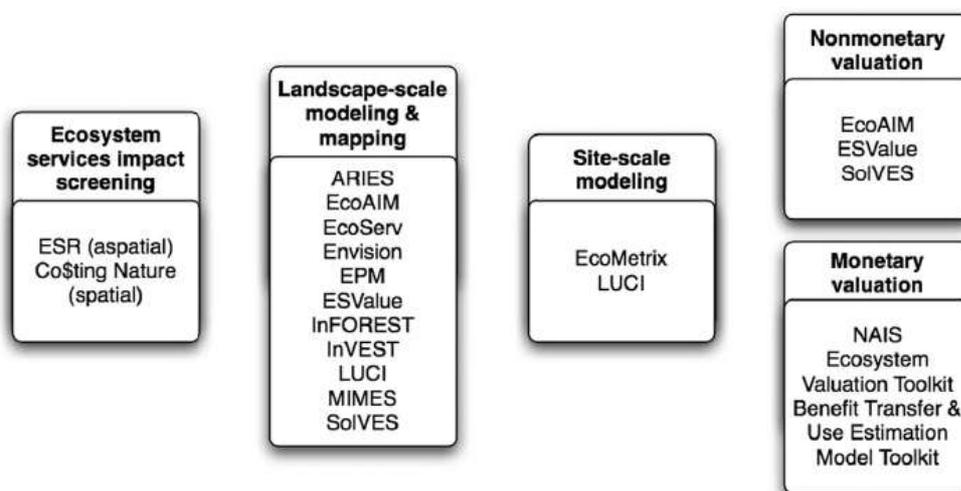


Figura 13 Strumenti di valutaizione dei SE. Fonte: Bagstad, 2013

Alcuni strumenti sono finalizzati a valutazioni di tipo biofisico, altri di tipo economico altri ancora misti. Un'altra distinzione è relativa alla scala di riferimento, globale o locale e alla capacità di rappresentazione spazialmente esplicita dei valori ecologici e dei parametri biofisici. Tra questi gli strumenti non monetari e accessibili senza costi, vi sono quelli descritti nella tabella che segue.

Tabella 6 Tipologie di strumenti non economici

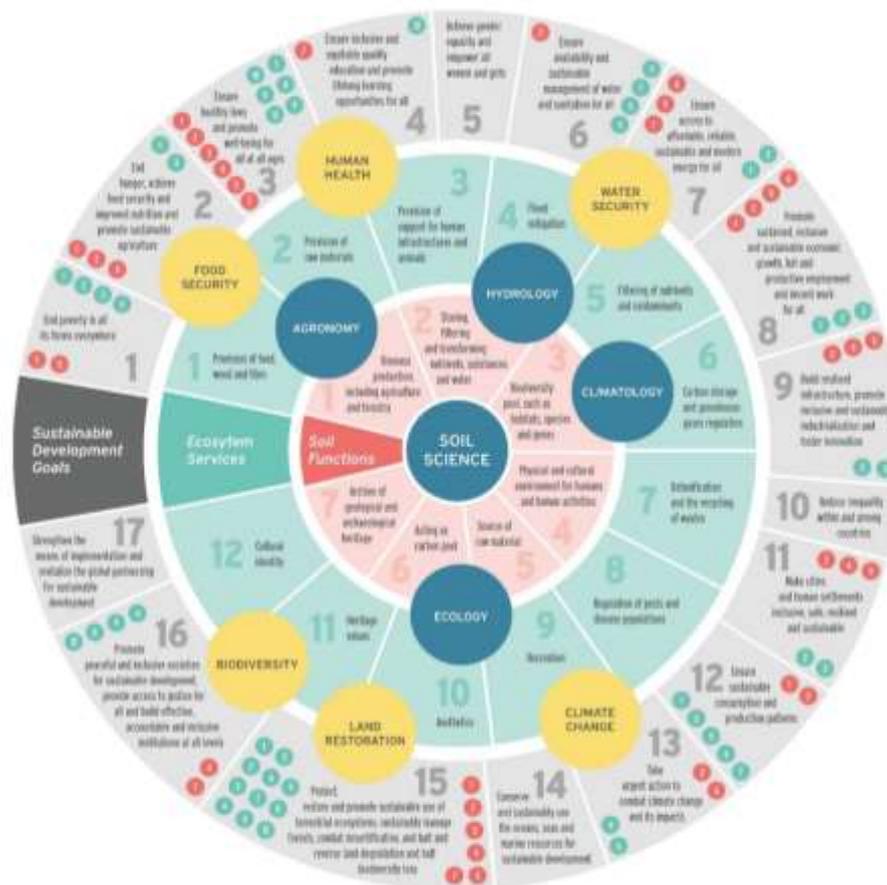
Tipologie di strumento non economico	
ANALISI PRELIMINARI	ESR utile per uno screening dell'importanza di diversi SE
	Co\$ting Nature, low cost, spazialmente esplicito, hot spots
	Benefit transfer
VALORI ECOLOGICI - SCALABILE	Invest biofisico, spazialmente esplicito
MODELLI GLOBALI	Aries biofisico
	SoIVES esplicito sui valori sociali
MODELLI BIOFISICI SITO SPECIFICI	Envision
	EPM
	InForest
	MIMES
	LUCI - trade off

Alcuni di questi strumenti sono oggetto della valutazione nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, tra i quali: InVEST, Envision, EPM, InForest, MIMES, LUCI, SWAT (Soil and Water Assessment Tool), SWMM (Storm Water Management Model), ARCAPEX and Pandora, come descritto nel capitolo 5.

## 2.8 Il suolo, le sue funzioni ed i servizi ecosistemici che ci offre

Il suolo tramite le proprie capacità fisiche di filtrazione, chimico-fisiche di tamponamento e microbiologiche/biochimiche di trasformazione, agisce come barriera alla propagazione delle sostanze inquinanti nelle risorse idriche mentre assorbendo grandi quantitativi delle precipitazioni meteoriche funge da regolatore dei flussi idrici superficiali e di controllo degli eventi alluvionali. Il suolo è, dopo gli oceani il più grande serbatoio di carbonio, ed è direttamente influenzabile (negativamente o positivamente) dall'attività antropica, giocando così un ruolo importante nella mitigazione dei cambiamenti climatici.

Il sistema suolo-acqua-sedimenti fornisce beni e servizi che contribuiscono al benessere umano, fondamentali per soddisfare le esigenze della società (quali cibo, acqua potabile, produzione di energia, infrastrutture) e superare le sfide della società (come la mitigazione e l'adattamento del cambiamento climatico, crescente richiesta di risorse naturali non rinnovabili). I benefici dei suoli possono essere collegati a specifici obiettivi della società, quali gli obiettivi di sviluppo sostenibile (SDG) definiti dalle Nazioni Unite (ONU, 2015) come illustrato nella figura 1.1.



FORUM paper: The significance of soils and soil science towards realization of the UN sustainable development goals (SDGs)  
 Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Titzend, P., Vriess, P., Carré, A., Montanarella, L., Gaudin, J., Pacheco, Y., van der Putten, W.H., Bantphol, R.D., Moensson, S., Miñ, G., Fresco, L.D.

Figura 14 Funzioni e servizi del suolo in relazione ai Sustainable Development Goals (UN-SDG's) (Keesstra et al., 2016).

Molti autori invocano la necessità di trovare delle classificazioni idonee ai servizi ecosistemici offerti dal suolo (Daily, 1997; Dale and Polasky, 2007; de Groot et alii., 2003; Straton, 2006). Nel passato sono state fatte diverse proposte sui servizi che il suolo è in grado di produrre, specialmente nell’ottica del loro ruolo agro-ambientale. Confrontando le diverse classificazioni emergono i seguenti ruoli, fondamentali e comuni nella fornitura di “servizi” (Dominati *et alii*, 2010):

**fertilità:** il ciclo dei nutrienti assicura fertilità al terreno e allo stesso tempo il rilascio di nutrienti necessari per la crescita delle piante;

**filtro e riserva:** il suolo può funzionare da filtro nei confronti degli inquinanti e può immagazzinare grandi quantità d’acqua utile per le piante e per la mitigazione delle alluvioni.

**strutturale:** i suoli rappresentano il supporto per le piante, gli animali e le infrastrutture

**regolazione del clima:** il suolo, oltre a rappresentare il più grande sink di carbonio, regola l’emissione di importanti gas serra (N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>)

**conservazione della biodiversità:** i suoli sono un immenso serbatoio di biodiversità; rappresentano l’habitat per migliaia di specie in grado di impedire l’azione di parassiti o facilitare lo smaltimento dei rifiuti.

**risorsa:** i suoli possono essere un importante fonte di approvvigionamento di materie prime

La confusione tra le varie classificazioni deriva da un diverso significato che viene dato da termini quali “funzioni”, “processi”, o “servizi ecosistemici”, questi ultimi spesso utilizzati come sinonimi. Negli ultimi tempi sono stati proposti dei *framework* che, basati su un approccio olistico, collegano i servizi ecosistemici al capitale naturale del suolo che a sua volta è soggetto a fattori di degrado di origine naturale (clima, eventi naturali, etc.) e/o antropica (pratiche agricole, uso del suolo, etc.). In questo contesto il capitale naturale del suolo (figura 1) viene valutato attraverso proprietà “intrinseche” (ossia tutte quelle proprietà, come la profondità, la pendenza, la tessitura, difficilmente variabili a meno di costi proibitivi) e proprietà “gestibili” (che variano facilmente in funzione di fattori climatici e/o antropici) mentre le funzioni ecosistemiche offerte dal suolo vengono suddivise in 3 categorie principali (Dominati *et alii*, 2010).

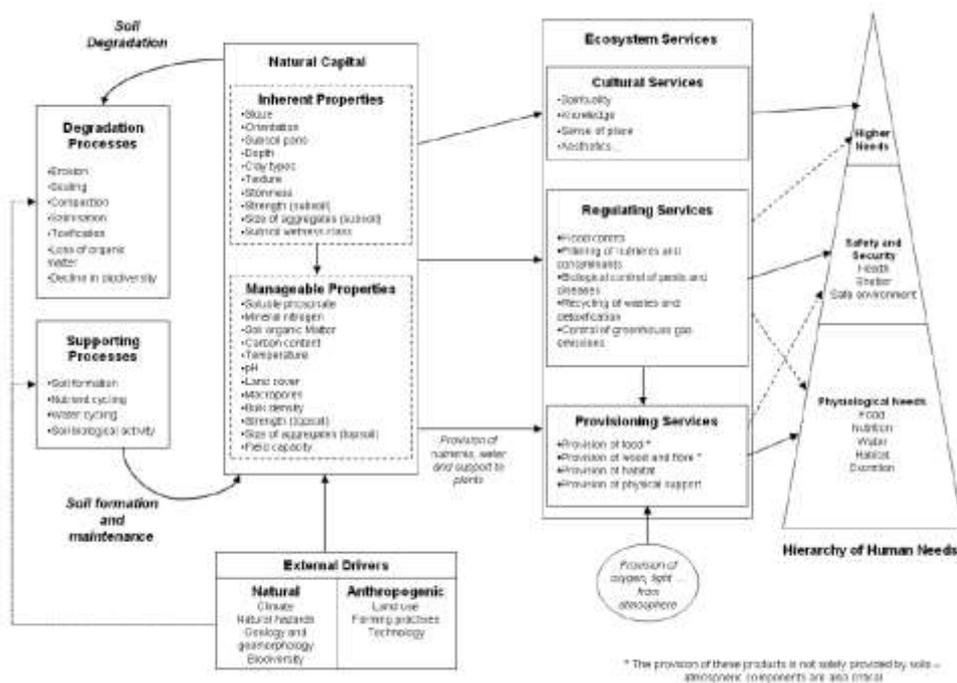


Figura 15 . Framework dei servizi ecosistemici del suolo in funzione del suo capitale naturale (da Dominati et alii, 2010)

Reference	Type of framework	Services attributable to soils										Structure		
		Nutrients					Water					Support provision	Erosion control	Aesthetics
		Provision to plants	Contribution to plant production	Renewal through soil formation	Cycles regulation	Movements	Provision to plants	Filtering	Flood control	Soil fertility	Soil structure			
Daily (1997)	Soil specific	Retention and delivery of nutrients to plants	NC	Renewal of soil fertility	Regulation of major element cycles	NC	NC	Buffering and moderation of the hydrological cycle	Physical support of plants	NC				
Wall et al. (2004)	Soil specific	Retention and delivery of nutrients to plants	Contribution to plant production for food, fuel and fiber	Generation and removal of soil structure and soil fertility	Regulation of major biogeochemical cycles	NC	NC	Provision of clean drinking water	Contribution to landscape heterogeneity and stability	NC				
Lavelle et al. (2006)	Soil specific	NC	Enhancement of primary production	Soil formation	Nutrient cycling	NC	Water supply	Flood control	NC					
Barriss (2007)	Soil specific	Nutrient uptake	NC	NC	Nutrient cycling	NC	Water flow	Storage of water	NC					
Weber (2007)	Soil specific	NC	Production function	NC	Reactor function	NC	NC	Filter function	Carrier function	NC				
Swanson et al. (2007)	Agro-ecosystems	NC	Food, fibre	NC	NC	NC	NC	Water pollution	NC					
Zhang et al. (2007)	Agro-ecosystems	NC	Food, fibre production	Soil formation	Nutrient cycling	NC	Water provision	NC	NC					
Sandhu et al. (2008)	Agro-ecosystems	Soil fertility	Food	Soil formation	Mineralisation of plants nutrients	NC	Hydrological flows	NC	NC					
Portez et al. (2009)	Agro-ecosystems	NC	Food production	Soil formation	N regulation	NC	Hydrological flow	NC	NC					
Reference	Services attributable to soils													
	Climate regulation													
	General	Carbon sequestration	GHGs production	Biodiversity	Populations regulation	Recycling actions	Resources	Pollination	Culture	Recreation	Aesthetics			
Daily (1997)	NC	NC	NC	NC	NC	Disposal of wastes and dead OM	NC	NC	NC	NC	NC			
Wall et al. (2004)	Modification of anthropogenically driven global change	NC	Regulation of atmospheric trace gases	Vital component of habitats important for recreation and natural history	Control of potential pests and pathogens	Bioremediation of wastes and pollutants	NC	NC	NC	NC	NC			
Lavelle et al. (2006)	Climate regulation	NC	NC	NC	Regulation of animal and plant populations	NC	NC	NC	NC	NC	NC			
Barriss (2007)	NC	Carbon sequestration	NC	NC	Biological control of pests and diseases	NC	NC	NC	NC	NC	NC			
Weber (2007)	Climate regulating function	Carbon sequestration	NC	Habitat function	NC	Odours Health risks	Resource function	NC	Cultural and historical function	NC	NC			
Swanson et al. (2007)	NC	Carbon sequestration	NC	Biodiversity conservation	Pest control	NC	NC	NC	NC	Recreation	Aesthetics			
Zhang et al. (2007)	Climate regulation	NC	NC	Genetic diversity	Biological control of pests	NC	NC	NC	NC	NC	NC			
Sandhu et al. (2008)	NC	Carbon accumulation	NC	NC	Biological control of pests	NC	Raw materials	NC	NC	NC	NC			
Portez et al. (2009)	NC	Carbon accumulation	NC	NC	Biological control of pests	NC	Raw material production	NC	NC	NC	NC			

NC: not considered.

Figura 16 Framework con i servizi ecosistemici e agro-ecosistemici del suolo (Dominati et alii, 2010)

Seguendo lo schema a cascata, recentemente è stato proposto un ripensamento di alcune categorie di servizi. Si identificano dunque i seguenti servizi (van der Meulen et al, 2018):

- **Approvvigionamento (Provisioning Services):** queste funzioni raccolgono tutti quei servizi di fornitura di risorse che il suolo è in grado di produrre:
  - Fornitura di cibo e legname
  - Fornitura di un supporto fisico
  - Fornitura di materie prime
- **Regolazione (Regulating Services):** il suolo fornisce una serie di funzioni regolative che comportano benefici diretti e indiretti per l'uomo:
  - Mitigazione dal rischio alluvioni
  - Filtrazione dei nutrienti
  - Controllo dei parassiti e delle malattie attraverso la biodiversità edafica
  - Riciclo dei rifiuti
  - Capacità di immagazzinare carbonio e regolazione di gas clima-alternanti (N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>)
- **Culturali (Cultural Services):** riconosciuta in altri ecosistemi naturali, le precedenti classificazioni fatte sui servizi ecosistemici dei suoli Barrios, 2007; Daily et al, 1997; Wall et al., 2004; Weber, 2011) non attribuivano ai suoli questa importante funzione senza considerare che in molte parti del mondo i defunti vengono seppelliti sotto terra, il suolo è comunque fonte per la costruzione di case o il luogo ideale per tenere e cucinare cibo (ad es. il metodo tradizionale neozelandese Maori, Dominati et alii, 2010).

I servizi ecosistemici che un suolo è in grado di offrire sono strettamente legati alle funzioni stesse del suolo. Tutti i suoli esercitano contemporaneamente le loro funzioni (produzione di cibo, purificazione delle acque, sequestro di carbonio, etc.) con la particolarità di svolgerle in maniera diversa, in funzione dello specifico uso del suolo e delle sue caratteristiche pedogenetiche. Ad esempio il tasso di sequestro di carbonio e di purificazione delle acque è ben più alto in un'area naturale che in una agricola dove invece risulterà maggiore la capacità produttiva (vedi figura 2, Schulte, 2014).

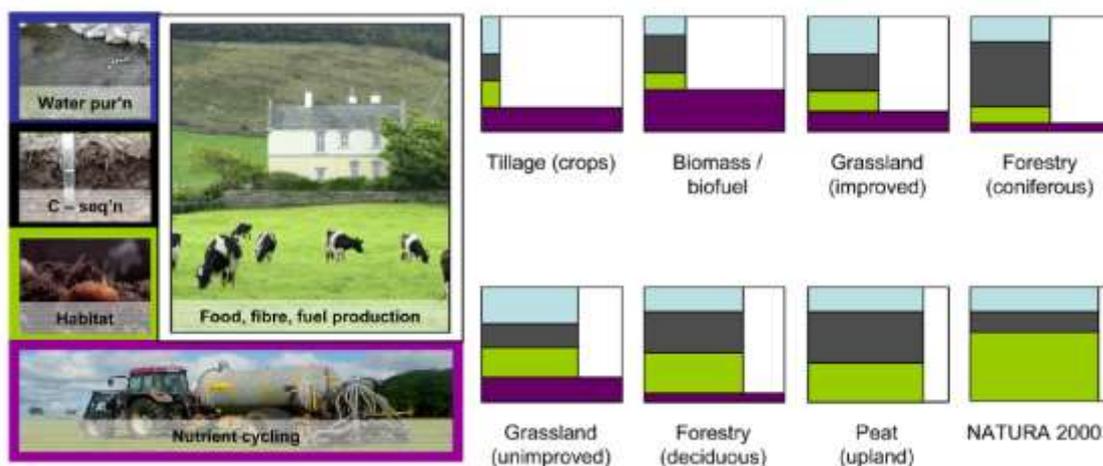


Figura 17 le tradizionali funzioni del suolo in diversi contesti di uso del suolo (da Schulte, 2014)

La continua sfida dell'uomo che, attraverso l'utilizzo sempre maggiore di fertilizzanti e risorse idriche cerca di massimizzare i guadagni che la terra non sarebbe naturalmente in grado di offrire,

porta inevitabilmente ad un degrado dei suoli che si manifesta con una diminuzione/perdita di servizi di regolazione che il suolo può produrre (Clothier *et alii*, 2009).

Diversi studi condotti principalmente in Nuova Zelanda hanno dimostrato come pratiche finalizzate alla conservazione del carbonio organico, oltre a favorire la crescita della biomassa microbica ed il miglioramento della struttura del suolo (visibile attraverso un evidente aumento della macroporosità), rendono, a parità di condizioni di partenza (stesse caratteristiche fisico-chimiche dei suoli), un maggior numero di servizi ecosistemici quantificabili anche da un punto di vista economico (Clothier *et alii*, 2009). Una più alta macroporosità ha infatti l'effetto di trattenere ossidi di azoto, un gas serra con poteri climalteranti, rendendo dunque un ulteriore servizio di regolazione (vedi figura 1).

L'importanza dei servizi ecosistemici è molto spesso correlata con l'attività microbica presente nei suoli, con il contenuto in carbonio organico e più in generale con la fertilità dei suoli (SOILSERVICE Project). Nel mondo agricolo l'influenza della biodiversità presente nei terreni è parecchio sottostimata, essendo gli input antropici considerati ancora come i veri processi dominanti nella produzione agricola (Brussaard, 1997). C'è dunque bisogno di pratiche agricole sostenibili (lavorazioni ridotte, colture di copertura, etc.) che siano in grado di promuovere il capitale naturale del suolo (Pretty, 2008) e allo stesso tempo promuovere sistemi di monitoraggio in grado di misurarne le funzionalità (ad esempio attraverso indicatori che registrino la biodiversità edafica; Aidan M. Keith *et alii*, 2012, Barrios, 2007, Paoletti, 1999). Il rapporto tra agricoltura e servizi ecosistemici è piuttosto complesso e per questo sono stati creati nel tempo diversi schemi logici che mettono in relazione le due tematiche (Heal e Small, 2002; Power, 2010; Swinton *et alii*, 2006); da un lato molti servizi ecosistemici (ad esempio l'impollinazione degli insetti o la fertilità del suolo) forniscono benefici diretti all'agricoltura (Zhang *et alii*, 2007), dall'altro è l'agricoltura stessa a fornire una serie di servizi di approvvigionamento (ad esempio cibo e materie prime) che possono essere facilmente "contabilizzati" in quanto beni di mercato.

Le pratiche agricole, naturalmente, hanno una grande influenza su questi aspetti a seconda del tipo di ambiente, di clima e di suolo interessato. Pratiche agricole con una riduzione al minimo della lavorazione (aratura minima-minimum tillage), da una parte proteggono il suolo, perché lo difendono dai predatori di superficie, aumentano il carbonio nel suolo (C) negli strati superficiali, aumentano la capacità di infiltrazione dell'acqua e quindi migliorano la capacità di purificazione quell'acqua estendendo il tempo di permanenza all'interno del suolo (IPOL\_STU(2017)601973\_EN, 2017 direttorato generale AGRI Report di ricerca sulla tutela dei suoli agricoli). Dall'altra, però, proprio perché migliorano l'infiltrazione in alcuni contesti quali le regioni umide può al contrario produrre un effetto limitante proprio sulla produzione primaria e il ciclo dei nutrienti, una maggiore richiesta di controllo chimico delle specie infestante. Anche l'effetto sul ciclo dell'azoto non è sempre di segno positivo. Se da una parte il drenaggio stimola l'ossidazione del C organico e riduce la capacità di denitrificazione dei terreni, con aspetti positivi sul ciclo dell'azoto, allo stesso tempo può aumentare il rischio di lisciviazione dei nitrati.

La gestione degli sfalci nei campi è un altro esempio di interessi in competizione. Lasciare gli sfalci in campo, direttamente dopo la raccolta o indirettamente nella forma della componente di lettiera dei concimi solidi, può contribuire alla produttività a lungo termine di un suolo attraverso il miglioramento della fertilità fisica del suolo, tuttavia, questa pratica può comportare un costo a causa del letargo di parassiti o malattie, o per la fissazione dell'azoto.

La conversione dei prati naturali o seminaturali in aree agricole è un altro esempio. Da una parte migliora la resa di produzione primaria, con riferimento alle colture per la produzione di

carboidrati, tuttavia il cambiamento dell'uso del suolo dalle praterie alle terre coltivabili è associato a una minore biodiversità, a maggiori rischi di inquinamento idrico, a minori tassi di recupero delle sostanze nutritive applicate e a un temporaneo aumento delle emissioni di gas serra.

È necessario, dunque, in questa valutazione, ricordare sempre che le tipologie di uso e le pratiche agricole adottate influenzano la capacità dei suoli di fornire servizi ecosistemici, a volte con effetti contemporaneamente positivi e negativi a seconda del servizio considerato.

Il suolo è infatti un sistema complesso, in cui ciascuna funzione e di conseguenza ciascun servizio è legato agli altri in funzione delle condizioni locali, con tradeoff non sempre quantificabili tra loro. Se non evidenziamo le correlazioni tra i diversi servizi ecosistemici rischiamo di conteggiarli più volte o di non conteggiarli affatto nel caso siano confliggenti.

Ad esempio, il servizio d'impollinazione beneficia del grado di biodiversità dell'agro-ecosistema e supporta la produzione agricola. Al contrario la produzione agricola soprattutto se si tratta di un'agricoltura intensiva, produce effetti negativi sulla biodiversità del suolo e sugli altri servizi ecosistemici, inclusa l'impollinazione.

È inoltre necessario differenziare l'importanza di un servizio di supporto e regolazione rispetto ad un servizio di approvvigionamento. Mentre l'approvvigionamento è in genere più facilmente sostituibile, almeno temporaneamente, le funzioni di supporto e regolazione da cui dipende l'esistenza dello stesso servizio di approvvigionamento sono più complesse.

Sono ancora pochi gli studi finalizzati a monetizzare la perdita di servizi ecosistemici, esistono tuttavia dei modelli che, a partire da dati climatici, caratteristiche pedologiche, uso del suolo e pratiche gestionali, hanno tentato di attribuire un valore economico ad alcuni dei servizi ecosistemici del suolo (principalmente quelli di regolazione e approvvigionamento della figura 1) utilizzando tecniche di valutazione economica (Hanley & Spash, 1993; Pearce *et alii*, 2006; Farley 2012) e/o variabili proxy (ad esempio i costi di costruzione e manutenzione delle eventuali infrastrutture realizzate che potrebbero fornire i servizi in questione, Dominati *et alii*, 2011). Studi analoghi sono stati fatti a livello di azienda agricola per quantificare il valore annuale dei servizi ecosistemici persi a seguito di eventi erosivi ipotizzando diversi scenari post-evento (Dominati *et alii*, 2013).

C'è una difficoltà diffusa nel riconoscere il valore economico di un certo servizio ecosistemico affinché venga inserito nelle politiche economiche di un paese. Molta confusione nasce anche dalla confusione terminologica di parole come "prezzo", "costo" e "valore" (Robinson *et alii*, 2013). Generalmente quando le funzioni ecosistemiche di un suolo vengono valutate sono spesso collegate a sistemi non commerciabili, basti pensare al ciclo dei nutrienti, al sequestro di carbonio, all'erosione dei suoli (Adhikari and Nadella, 2011) o alla salinizzazione (Walker *et alii*, 2010). La letteratura disponibile su queste tematiche dimostra che si tratta di valutazioni poco comuni: l'aspetto più indagato riguarda sicuramente i costi da sostenere a seguito della perdita di suolo per erosione; queste stime esaminano soltanto i danni manifesti nei luoghi in cui il fenomeno avviene (danni *on-site*), tralasciando quelli che si possono verificare in aree distanti da quelle in cui il fenomeno è avvenuto (danni *off-site* come l'interramento di corsi d'acqua, l'inquinamento, etc.) che farebbero sicuramente lievitare i costi (Repetto *et alii* 1997, Pretty *et alii*, 2000, Nanere *et alii*, 2007). Sebbene siano numeri significativi, si continua a non tenerne conto; nei paesi in via di sviluppo la risposta è da ricercare nella mancanza di fondi destinati alle misure di conservazione del suolo (Yirga e Hassan, 2010) mentre nei paesi più sviluppati il motivo è probabilmente legato al fatto che la protezione dei suoli è responsabilità esclusiva dell'agricoltore (che può decidere se

adottare o meno misure di conservazione anche in funzione delle risorse messe a disposizione), tralasciando il fatto che i benefici eventuali sarebbero dell'intera società (Robinson *et alii*, 2014).

Esistono anche diversi tentativi per cercare di stimare il valore del suolo cercando di rapportarlo agli attuali prezzi di mercato. La ricerca è stata svolta in alcuni paesi del mondo (Stati Uniti, Canada, Regno Unito) includendo come prodotti primari il *topsoil*, il *subsoil*, le torbe ed il manto erboso ed analizzando i costi di vendita per scopi agricoli/ricreativi (es giardinaggio) ed edilizi/industriali (Robinson *et alii*, 2014).

Uno strumento utile per una gestione efficace dei servizi ecosistemici sono i cosiddetti pagamenti per i servizi ecosistemici (PES) che Wunder (2005) definisce come una "transazione volontaria in cui un ben definito servizio ecosistemico viene acquistato da un acquirente che lo riceve da un fornitore di servizi ecosistemici, a condizione che il fornitore assicuri la fornitura del servizio ecosistemico". Ciò implica che per avere un PES siano necessarie alcune condizioni: presenza di un servizio ben definito, che sia oggetto di una transazione volontaria, e che questa avvenga tra un "produttore" ed un "beneficiario" con continuità temporale (Marino *et alii*, 2012). In quest'ottica i PES somigliano molto alle misure agro-ambientali proposte nei diversi Piani di Sviluppo Rurale per incoraggiare gli agricoltori ad introdurre ed utilizzare metodi di produzione agricola compatibili con la tutela ambientale. Tuttavia, vanno rimarcate alcune sostanziali differenze tra PES e misure agroambientali (Ottaviani, Scilabba, 2011). Mentre i PES hanno come obiettivo specifico i servizi ecosistemici, le misure agro-ambientali sono in genere indirizzate a pratiche agricole specifiche, nel quadro dei "normali" obiettivi del settore agricolo come la produzione di materie prime che vengono scambiate sui mercati; i regimi agroambientali e i PES tendono a coincidere quando le aziende optano per pratiche agricole idonee a proteggere alcuni servizi ecosistemici, tuttavia affinché tali opzioni siano ritenute valide dalle aziende, esse necessitano di specifiche misure in seno alle politiche agricole, essendo diverse le caratteristiche e le finalità economiche e sociali degli attori nelle due tipologie contrattuali (Marino *et alii*, 2012). La differenza sostanziale fra PES e misure agro-ambientali consiste nel fatto che queste ultime, per come definite nel quadro della politica Agricola Comunitaria, non sono un "pagamento" a fronte di un servizio (ecosistemico) erogato, ma una compensazione per mancato reddito (minore raccolto, maggiori costi) a fronte dell'utilizzo di pratiche agricole meno ambientalmente impattanti. L'applicazione di misure agroambientali può aumentare/migliorare i servizi ecosistemi forniti da un'area agricola, ma l'intero meccanismo economico e istituzionale sottostante non è esplicitamente finalizzato a questo scopo. Ovvero, la spesa non è proporzionale al servizio fornito, il che può creare una serie di distorsioni e inefficienze.

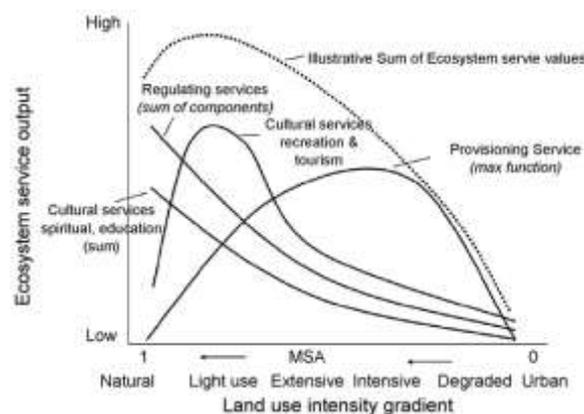
Nonostante questi sforzi, i costi del degrado ambientale, essendo non commerciabili, non rientrano nei sistemi di contabilità nazionale né tanto meno vengono considerati nel prodotto interno lordo o in simili indicatori macroeconomici di una nazione (Robinson *et alii*, 2014). I rischi e i costi derivanti da una degradazione continua degli ecosistemi e dei loro servizi non sono né adeguatamente integrati nei nostri sistemi economici e sociali né nei nostri processi decisionali (Agenzia europea dell'ambiente, 2015a).

Anche secondo i recenti aggiornamenti europei (van der Meulen *et al*, 2018), la società non è sufficientemente consapevole del ruolo di questi servizi ecosistemici legati al suolo. Ciò può portare a danni significativi e perdita di benefici economici e sociali potenzialmente connessi all'uso sostenibile dei suoli. Per migliorare la consapevolezza e trasformare il processo decisionale in termini di uso sostenibile dei suoli, questo valore dovrebbe essere sempre preso in considerazione, ricordando i vantaggi dell'uso sostenibile del suolo che possono essere così sintetizzati :

- La gestione sostenibile del suolo garantisce rendimenti a lungo termine. Il bilanciamento del contenuto di materia organica da parte della gestione sostenibile del suolo aiuta a raggiungere un contenuto di umidità sonora, un equilibrio nella lisciviazione dei nutrienti e il sequestro del carbonio, ottimizzando così l'irrigazione, evitando la sovra-fertilizzazione e mitigazione dei cambiamenti climatici .
- Una gestione sostenibile delle acque sotterranee può evitare cedimenti del suolo e quindi evitare danni alle infrastrutture (sotterranee) e alle emissioni di gas serra. La gestione sostenibile delle acque sotterranee può contribuire alla mitigazione e all'adattamento del cambiamento climatico e alla conservazione della natura.
- Garantire il funzionamento del sistema del suolo nelle aree urbane da spazi verdi e minimi di tenuta, può contribuire a scaricare tamponi di acqua piovana attribuendo così l'adattamento al cambiamento climatico, evitando i costi per la dimensione più di sistemi fognari.

Per dimostrare ulteriormente e creare consapevolezza sui vantaggi della gestione sostenibile del suolo nel contesto di diverse sfide della società, occorre sviluppare strumenti quali la mappatura dei servizi ecosistemici, il monitoraggio e la valutazione.

La figura 1 evidenzia in senso generale come la disponibilità di SE si riduca notevolmente all'aumentare dell'intensità dell'uso del suolo.



**Figura 18** Relazioni ipotetiche fra intensità d'uso del suolo, indice di abbondanza specifica media (Mean Species Abundance, MSA) ed altri SE (Braat e ten Brink., 2008).

Il principale fattore che determina le dinamiche di trasformazione del paesaggio e dei suoi processi di funzionamento è dunque l'uso del suolo, le cui modifiche alterano la fisionomia della copertura biofisica del suolo e influenzano lo svolgersi degli effetti ecologici intorno ai cambiamenti di stato degli ecosistemi e dei sistemi antropogenici.

### 2.8.1 La valutazione biofisica dei SE offerti dal suolo (in generale e approccio scelto, spazialmente esplicito e scalabile)

Lo sviluppo di tecniche di valutazione dei SE e di analisi di flussi e scambi tra SE implica non solo la definizione di metodi di qualificazione e quantificazione valutazione biofisica ed economica (a partire dagli approcci e quadri di classificazione ormai consolidati) ma anche una capacità di valutazione dinamica (spazio-tempo) e complessa (effetti multipli di e su più ecosistemi) e la considerazione della sfera sociale e valoriale.

L'analisi di domanda e offerta di SE e l'elaborazione di scenari alternativi a supporto delle decisioni implicano inoltre una capacità di acquisizione e gestione di informazioni su scala locale integrabili nei sistemi di calcolo, inclusi dati su aspetti sociali e relazionali, nonché la capacità di collegamento

tra i valori calcolati e le scelte di piano (sia in termini di previsione, con modelli, che in termini di visione, attraverso processi di back casting per identificare valori e relazioni prioritari).

Tenuto presente che la dimensione spaziale è imprescindibile nella pianificazione, è necessario considerare non solo i SE direttamente forniti dal suolo come ecosistema, che sono in ogni caso prevalenti, ma anche i servizi forniti da tutti gli altri ecosistemi presenti o correlati con l'unità di superficie considerata. Si forma dunque una ipotesi di lavoro: nel quadrato di suolo "unitario" si fanno convergere le quote di tutti i SE connessi e si usano valutazioni spazialmente esplicite.

Nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, in particolare nell'azione B1.2, sono stati esaminati e testati diversi modelli e metodologie per la valutazione dei sette SE considerati nel progetto (immagazzinamento di carbonio, biodiversità, impollinazione, conservazione dei nutrienti, erosione, produzione di legname e produzione agricola). Dopo un primo confronto tra diversi tool di valutazione dei SE tra i quali:

- InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) Sviluppato dall'Università di Stanford all'interno del "Natural Capital Project",
- ARIES (ARtificial Intelligence for Ecosystem Services), offre l'applicazione solo per determinati casi studio già analizzati, tra i quali manca l'Italia. I tempi per lo sviluppo di nuovi casi studio sono molto lunghi;
- MIMES (Multi-scale Integrated Earth Systems Model), oltre a fornire solo una valutazione monetaria dei servizi ecosistemici, non è disponibile per l'utilizzo;
- LUCI (Land Use & Capability Indicator), in base alla descrizione, mancano i modelli per la produzione di legname e per l'impollinazione, inoltre non è un software *free*;
- TESSA (Toolkit for Ecosystem Services Site-based Assessment), è solo una guida che indica ai richiedenti come valutare i benefici che le persone possono ricevere dalla natura in uno specifico sito. Non fornisce mappe né è applicabile su diverse scale.

Nell'ambito del LIFE SAM4CP si è scelto di utilizzare principalmente il software InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), un insieme di modelli che richiede dati di input specifici a seconda del servizio ecosistemico analizzato ma partendo da un dato di partenza comune rappresentato dalla mappa di uso e copertura del suolo.

Questa scelta è stata confermata dalle applicazioni successive e dagli sviluppi del simulatore, con alcune rilevanti eccezioni che riguardano da una parte la valutazione dei servizi legati alla produzione di biomasse (produzione agricola e produzione legnosa), nonché ad alcuni servizi legati al ciclo delle acque, che è stato oggetto dell'approfondimento illustrato nel seguito.

Come discusso in precedenza, i principali limiti di questo approccio di valutazione consiste nella parzialità delle valutazioni di singoli servizi, nella difficoltà ancora esistente di considerare i trade off tra servizi, nella difficoltà di tenere conto dell'effetto della perdita di quota di capitale e non solo del flusso di servizio.

Tuttavia, si ritiene che allo stato attuale, la valutazione dei singoli servizi effettuata su base biofisica e spazialmente esplicita sia la modalità più utile per favorire sia un utilizzo immediato dei risultati sia favorire il miglioramento delle metodologie grazie all'aumento delle esperienze applicative e ai diversi progetti di ricerca e applicativi che sono in corso sul tema.

La valutazione è limitata in questo studio ai servizi di approvvigionamento e regolazione, considerati nelle applicazioni del Life Sam4CP e del Rapporto sul consumo di suolo dell'ISPRA. Rispetto ai servizi di tipo culturale, invece, si è ritenuto che le metodologie disponibili sono fossero ancora sufficientemente mature per una applicazione a scala nazionale o a scala locale

confrontabile con altre realtà, poiché rappresentano per la maggior parte valutazioni relative alla fruizione di aree protette o comunque allo sfruttamento turistico di alcuni beni ambientali specifici.

## 2.8.2 La valutazione economica dei SE offerti dal suolo (in generale e approccio scelto)

La valutazione economica delle componenti ambientali è un tema complesso e molto discusso, a partire dalla stessa necessità di effettuarla. Già Robert Costanza nel 1997 (cfr. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*), affermava che la valutazione economica non può essere separata dalle scelte e decisioni che vengono prese sugli ecosistemi.

In linea generale, secondo la teoria economica (Forte, 1970) i beni si possono classificare a seconda della produzione (riproducibilità) o del tipo di danno (compensabilità)

Se i beni sono riproducibili è possibile utilizzare strumenti economici, mentre se non lo sono va regolamentato l'uso attraverso strumenti di comando e controllo. Rispetto ai beni ambientali, definiti liberi e scarsi e che sono solo in parte riproducibili e compensabili, gli strumenti economici non possono dunque coprire per definizione l'intero valore.

Figura 19 Tipologie di valutazione economica

Riproducibilità	Compensabilità
riproducibili ( <i>ripopolamento faunistico</i> )	beni compensabili ( <i>equivalente in denaro per ricostruire il bene</i> );
reintegrabili o surrogabili ( <i>dissalazione acque marine per uso potabile</i> )	
solo imperfettamente riproducibili, reintegrabili o surrogabili ( <i>suolo degradato in montagna che attraverso il rimboschimento può essere risistemato ma non riportato allo stato originale</i> )	beni parzialmente compensabili ( <i>possono ricadere nella prima e nella seconda tipologia a seconda del soggetto che ne stabilisce la compensabilità o meno</i> )
riproducibili, reintegrabili o surrogabili solo attraverso un lento intervallo di tempo con fastidi e disagi ( <i>mascherine utilizzate per l'inquinamento atmosferico</i> );	
quasi irriproducibili, reintegrabili o surrogabili ( <i>inquinamento di un lago il cui recupero della fauna e della flora può richiedere molti decenni</i> );	beni non compensabili ( <i>valore morale per il quale la loro distruzione non ha nessun equivalente in denaro</i> );
non riproducibili, reintegrabili o surrogabili ( <i>vita umana e alcune tipologie di inquinamento del suolo e delle acque</i> ).	

L'utilizzo del denaro come unità di misura permette comunque di esprimere preferenze in termini materiali e di dare informazioni scalabili alla valutazione dei "costi" dell'azione politica riferiti all'ambiente (TEEB, 2010). In questo senso i valori economici assegnati ai SE possono essere utilizzati come strumento di indirizzo tra le diverse opzioni, utilizzabile come scala di priorità rispetto alla scelta tra benefici per gli esseri umani, tuttavia è necessario sempre ricordare che non ricomprende nella maggior parte dei casi la sostenibilità sociale e, a meno che non si utilizzino

valori economici improntati a criteri di sostenibilità forte, può non essere rappresentativa neanche della sostenibilità ambientale.

La cautela è d'obbligo dato l'ampio spettro di possibile utilizzo di queste valutazioni che va dal semplice confronto tra opzioni a scala locale, alla definizione della entità di compensazioni ambientali o ancora può rappresentare la misura per politiche ambientali attraverso strumenti di regolamentazione del mercato o strumenti alternativi (OCSE, 1993 -Working group on Economic aspect of Biodiversity) strumenti di responsabilità extra-contrattuale (liability instruments); sussidi; incentivi, misure di market creation e assegnazione di specifici diritti di proprietà; accordi quali ad esempio i voluntary agreements, gli schemi di certificazione e labelling.

Tra le diverse esperienze di valutazione economica delle componenti ambientali la valutazione dei servizi ecosistemici è di particolare complessità, poiché è caratterizzata da una notevole incertezza che determina ancora una elevata discrezionalità nell'assegnazione di un valore economico predefinito. Questo tipo di valutazione è infatti condizionata sia dalle lacune nelle conoscenze delle dinamiche interattive tra ecosistemi, che sono associate a fenomeni non lineari e spesso caotici sia dalla complessità metodologica della valutazione legata alla mappatura, distribuzione e passaggio di scala, dalla difficoltà di rappresentazione delle preferenze umane e della percezione, nonché dalla lacuna principale della valutazione di tipo monetario. Infatti, anche laddove è possibile rintracciare il valore delle componenti del "valore economico", ciò non implica che la loro sommatoria costituisca effettivamente il valore totale. Per questo motivo nelle valutazioni a scala nazionale prodotte da ISPRA non vengono riportati dei valori in termini assoluti, bensì vengono espressi, quando possibile, in *range* parametrici che vanno da un minimo a un massimo (ISPRA; 2016 e 2017).

Seguendo la principale letteratura in materia di SE, l'oggetto della valutazione economica si riferisce allo schema a cascata proposto nell'ambito del CICES (Haines-Young et al. 2010). In particolare, i beni sono considerati come "mezzo" attraverso il quale si fruisce dell'ecosistema mentre il beneficio è inteso come il prodotto del servizio ecosistemico che produce un cambiamento nella qualità di vita per l'essere umano (La Notte, 2017).

**Figura 20** Proposta di definizioni per lo schema a cascata (La Notte, 2017)

Proposed definitions of the cascade framework terminology.

Term	Definition	Examples <sup>a</sup>
Biophysical structure <sup>b</sup>	The setting for ecosystem components (biotic and abiotic). This also relates to the ecological pattern	Forest tree cover Inland water bodies
Process or function	An ecological interaction among components in an ecosystem over time. Processes may generate several ecosystem services.	Net primary production Carbon cycling Nutrient cycling
Ecosystem service	A flow generated by the ecosystem including ecological interactions and information which are useful to human beings. We therefore propose that ecosystem services do not include ecosystem components or goods, i.e. countable as (bio)mass unit. In addition, ecosystem services sometimes require human input, which does not necessarily mean human-made constructs like labour, industrial processing, benches or fishing roads. <sup>c</sup>	Generation of material from plants Carbon sequestration Water purification Aesthetic beauty of landscape
Good	Countable as a (bio)mass unit, it is a vehicle for ecosystem service enjoyment.	Wood biomass Amount of CO <sub>2</sub> retained from the atmosphere Amount of pollutants retained from water bodies
Benefit	What is generated by the service and leads to a change in human well-being.	People enjoying outdoor recreation activities Availability of wood for multiple uses Healthier air to breath/climate change mitigation Availability of cleaner water (instead of water polluted by economic activities)

<sup>a</sup> Example of human input includes existence of a human being with his/her sensory and perceptual experiences.

<sup>b</sup> Existing literature often uses the term ecological structure as a synonym for biophysical structure. We however prefer the later term, because it also includes non-vegetated structures, such as dunes, aquifers or Rocky Mountains.

Per essere coerenti con tale schema, la tipologia di bene o beneficio valutato ovvero il servizio, non può essere valutato economicamente come parte della risorsa, ovvero in termini di stock,

bensì in termini di beneficio marginale o flusso di beni e benefici che ne deriva. Questo aspetto deve sempre essere sottolineato, poiché si trascura il fatto che la valutazione dello stock è fuori dal contesto dell'analisi, che il valore del servizio valutato non solo non può essere considerato rappresentativo del valore intero della risorsa ma non ne rappresenta neanche la criticità rispetto all'intensità d'uso.

Per rappresentare anche questi aspetti, le valutazioni dovrebbero includere quantificazioni biofisiche ed economiche degli stock di risorse, cosa al momento assai difficile per la maggior parte delle risorse ambientali. E' più facile misurare i servizi, ed è per questo che la maggior parte delle valutazioni proposte considera solo flussi di servizi.

La differenza può risiedere nel considerare flussi potenziali o solo flussi effettivi, in questo caso trascurando anche la dimensione potenziale che in valutazioni legate agli usi del suolo può essere in molti casi significativa.

Le tecniche di valutazione economica dei beni ambientali applicate ai servizi ecosistemici si dividono in monetarie e non monetarie (Gómez-Baggethun *et al.*, 2009; Christie *et al.*, 2012; Gómez-Baggethun e Barton, 2013; Castro *et al.*, 2014). La valutazione non monetaria si riferisce ai valori ecologici e culturali, mentre per la valutazione monetaria la maggior parte degli studi fa riferimento al concetto di valore economico totale e di capitale naturale critico (Pearce, 1993; Pearce and Turner, 1990, Heal *et al.*, 2005).

Il concetto di Valore Economico Totale, VET, consente una valutazione "comprensiva" dei beni ambientali, anche per quegli aspetti per cui non esiste mercato. Applicando le categorie della valutazione del VET ai servizi ecosistemici, è possibile distinguere in primo luogo i valori d'uso, che includono valori diretti, ossia i benefici derivanti dall'uso diretto di un ecosistema, utilizzato per tutti i servizi di approvvigionamento ed alcuni servizi culturali, per esempio quello ricreativo, e indiretti che si applicano nel caso dei benefici derivanti dai servizi di regolazione (ad esempio la protezione idrogeologica), nonché i relativi valori d'opzione, dati dalla possibilità di godimento futuro dei valori d'uso diretti e indiretti. Il valore di opzione assume rilevanza quando vi sono situazioni di incertezza sulla disponibilità futura della risorsa ambientale; esso riguarda, dunque, beni irriproducibili o beni la cui offerta non è in grado di adeguarsi alle variazioni della domanda (ovvero tutti i beni la cui disponibilità è scarsa, si pensi ai parchi o, nel campo della cultura, alle opere d'arte). Si considerano inoltre i valori di non uso, ossia di esistenza, altruismo e lascito, connessi, rispettivamente, al fatto che i SE esistano e che possano essere goduti da altri oggi (equità intra-generazionale) e in futuro (equità intergenerazionale).

**Tabella 7 VET Fonte: Defra, 'An introductory guide to valuing ecosystem services', 2007**

VALORE ECONOMICO TOTALE (TEEB 2010)					
SERVIZI ECOSISTEMICI	VALORE D'USO			VALORE DI NON-USO	
	USO DIRETTO	USO INDIRETTO	VALORE DI OPZIONE	VALORE DI ESISTENZA	VALORE DI EREDITA'
APPROVVIGIONAMENTO	x		x		
REGOLAZIONE		x	x		
CULTURALE	x		x		x

A causa della disponibilità limitata e della difficoltà nell'ottenere dati di tipo economico, la valutazione economica dei servizi ecosistemici è generalmente limitata al valore d'uso diretto

mentre i valori di uso indiretto e di opzione nonché il valore di esistenza sono raramente stati stimati. Pertanto, le diverse valutazioni devono essere considerate sempre una sottostima del valore complessivo.

Il valore economico totale fa riferimento alla commerciabilità del servizio ambientale svolto nell'ambito di un mercato, dove allo scambio del servizio possa essere assegnato un prezzo. La maggior parte dei servizi ecosistemici svolti, però, non trova oggi una collocazione diretta nell'ambito dello scambio di mercato, pertanto per giungere alla definizione di un prezzo è necessario fare riferimento a transazioni di mercato simulate o riferite a servizi assimilabili, che sono associate indirettamente al bene da valutare. Alcuni metodi appaiono più adatti a catturare il valore di particolari SE. Per esempio, i prezzi di mercato sono spesso adottati per valutare i servizi di approvvigionamento, mentre le preferenze rilevate sono in genere utilizzate per catturare i valori di mancato uso. In molti contesti, può risultare opportuno utilizzare contemporaneamente più di una metodologia.

I metodi utilizzabili per stimare il VET sono molteplici e la loro selezione dipende principalmente da scala e obiettivi della valutazione, oltre che ovviamente dalla disponibilità dei dati. Tendenzialmente, si differenzia tra (TEEB, 2010): (i) metodi diretti o di mercato, in termini di prezzo, costo o come fattore di produzione; (ii) metodi delle preferenze rivelate e (iii) metodi delle preferenze dichiarate. Oltre ai metodi sopra citati, definibili come "primary valuation methods", fondati sull'utilizzo di dati originali, si può ricorrere anche al cosiddetto "value transfer method", meglio noto come "benefit transfer method", che invece fa riferimento a dati e informazioni già esistenti per contesti simili a quello di valutazione, esportandoli.

**Tabella 8 Tecniche di valutazione economica dei servizi ecosistemici. Fonte: TEEB, 2010**

<p><b>Valutazione diretta di mercato</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. <b>Prezzi di mercato:</b> uso di prezzi direttamente osservabili sui mercati e utilizzati per i servizi di fornitura (es. mercati agricoli; legname).</li> <li>2. <b>Costi:</b> stima dei costi che si sarebbero sostenuti se i benefici derivanti dagli ecosistemi si sarebbero dovuti ricreare artificialmente: <ul style="list-style-type: none"> <li>- costi evitati, che si sarebbero sostenuti in assenza di servizi ecosistemici (es. purificazione acque fornita dal suolo);</li> <li>- costi di sostituzione, sostenuti sostituendo i servizi ecosistemici con tecnologie artificiali (es. depuratore che purifica l'acqua sostituendo le funzioni del suolo);</li> <li>- costi di mitigazione o di ripristino del servizio ecosistemico (es. ripristino di un'area verde o di una foresta danneggiata nello stesso posto o in un posto diverso).</li> </ul> </li> <li>3. <b>Funzione di produzione:</b> stima quanto un determinato servizio ecosistemico (es. servizio di regolazione) contribuisca alla fornitura di un altro servizio o bene negoziato nel mercato (es. l'impollinazione delle api sui fiori delle colture agricole che saranno vendute nel mercato).</li> </ol> <p>Limiti: essendo metodi relativi a transazioni di mercato, laddove i mercati non esistono si riscontrano mancanze di dati e prezzi che non rispecchiano la realtà di mercato.</p>
<p><b>Manifestazione di preferenze</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. <b>Metodo del costo di viaggio:</b> utilizzato per i servizi culturali/ricreativi, che si associano a spese dirette o a costi di opportunità legati al tempo (es. viaggio presso un lago per pescare o campeggiare),</li> <li>2. <b>Prezzo edonico:</b> prezzo che un individuo sarebbe disposto a pagare per un bene di mercato allo scopo di valorizzare una risorsa ambientale (es. prezzo di acquisto maggiore per un'abitazione vicino a un bosco o a una spiaggia, rispetto al centro della città).</li> </ol> <p>Limiti: a causa delle imperfezioni di mercato il valore monetario dei servizi ecosistemici può essere distorto. Sono necessari dati di buona qualità e in grande quantità e analisi statistiche complesse. Per questo motivo tali metodi richiedono tempo e sono molto costosi.</p>
<p><b>Enunciazione di preferenze</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. <b>Valutazione contingente o disponibilità a pagare (WTP):</b> uso di questionari per conoscere quanto gli individui sarebbero disposti a pagare per aumentare o migliorare la fornitura di un servizio ecosistemico o, in alternativa, per accettarne la perdita o il degrado (es. quanto un individuo è disposto a pagare per visitare una riserva dove viene garantita la vista di almeno una specie animale).</li> <li>2. <b>Modelli di scelta (choice modelling):</b> gli intervistati sono invitati a scegliere tra una gamma di opzioni disponibili con diversi livelli di categoria (es. aree attrezzate disponibili; percentuale di alberi raccolti; qualità dell'aria).</li> <li>3. <b>Valutazione di gruppo:</b> accosta i metodi di preferenze enunciate a processi deliberativi di tipo sociale per determinare valori come l'incommensurabilità, il pluralismo o la giustizia sociale.</li> </ol> <p>Limiti: metodi costosi e tecnicamente di difficile attuazione, inclini a distorsioni nella predisposizione ed analisi dei risultati.</p>

Nell'ambito delle diverse tecniche di valutazione del VET, la scelta di utilizzare sostanzialmente tecniche di benefit transfer alla quantificazione del valore economico dei servizi ecosistemici

analizzati, discende dalla esiguità degli studi esistenti relativi a contesti geografici e morfologici coerenti con quelli oggetto di indagine e la conseguente difficoltà di produrre meta-analisi econometriche significative in grado di fornire valori più significativi (ISPRA, 2016).

Nelle valutazioni prodotte da ISPRA, la perdita di servizi ecosistemici valutati è legata al solo fenomeno del consumo di suolo avvenuto nel periodo di riferimento dell'analisi e non al complesso delle dinamiche territoriali dovute a tutte le trasformazioni d'uso e copertura del suolo avvenute nello stesso periodo, ovvero non sono considerate variazioni di uso tra forme differenti di uso che non comporta consumo (es. trasformazione da prato ad agricolo o viceversa). Tali costi dovuti al consumo di suolo avvenuto nel periodo di riferimento rappresentano le spese annuali che l'Italia dovrebbe teoricamente affrontare per mantenere i servizi ecosistemici che un territorio ormai definitivamente mutato non è più in grado di fornire.

E' in chiusura necessario rammentare che la rappresentazione economica del servizio ecosistemico corre il rischio di venire utilizzata impropriamente come "prezzo della risorsa" nel mercato delle risorse ovvero nell'ambito di negoziazioni sulle compensazioni ambientali, con la conseguenza di mascherare, con enorme sottovalutazione, il valore complessivo della risorsa ambientale che lo fornisce. Di conseguenza, l'uso di tali valori deve sempre essere accompagnato da una adeguata illustrazione della parzialità, incertezza e sottostima che si accompagna loro.

**Tabella 9 Metodi di valutazione economica dei SE**

Metodo		Riferimenti bibliografici	VET	Tipologia di SE	SE valutato (ISPRA o Life Sam4CP)	
METODI DIRETTI	Prezzo di mercato	Consiste nel valutare i prezzi assegnati dal mercato a SE oggetto di scambio.	Brown et al., 1990; Kanazawa, 1993; DeGroot, 2012; Costanza, 2014; Storti et al. 2015; Jónsson et al. 2016; RICA ( <a href="http://rica.crea.gov.it/public/it/ind ex.php">http://rica.crea.gov.it/public/it/ind ex.php</a> )	Uso diretto e indiretto	SE che forniscono prodotti di mercato e di regolazione	Qualità degli habitat; Sequestro e stoccaggio di carbonio Water Infiltration, Produzione agricola, Produzione di legname
	Fattore di costo	evitato	Consiste nel valutare i costi che derivano dalla fornitura di un SE. Per esempio, il costo di una alternativa considera il costo della fornitura di un bene alternativo (il valore di un SE può essere stimato dal costo di un'opera che possa svolgere una funzione analoga).	Uso diretto e indiretto	SE che forniscono benefici realizzabili anche dall'uomo.	Sequestro e stoccaggio di carbonio (SCC)
		sostituzio ne				Rimozione del particolato e dell'ozono
		Mitig/co mpensaz.				Produzione agricola, Produzione di legname, Purificazione dell'acqua, Protezione dall'erosione, Impollinazione, Regolazione del microclima
	Fattori produttivi	Consiste nel valutare un SE in base al contributo che fornisce nella produzione di uno o più beni di mercato. Viene quindi usato nei casi in cui beni o servizi di un ecosistema vengono impiegati, assieme ad altri input, in processi produttivi di beni scambiati nel mercato.	Pattanayak & Kramer, 2001	Uso indiretto	SE che generano le condizioni per prodotti di mercato.	
	Prezzo edonico	Consiste nel definire il valore economico di quei SE che influenzano direttamente i prezzi di mercato, come nel caso del mercato immobiliare.	Bolitzer & Netusil, 2000; Garrod & Willis, 1991	Uso diretto e indiretto	SE che contribuiscono alla qualità o a generare condizioni apprezzabili da ipotetici compratori.	
Costo di viaggio	Si utilizza per zone con un interesse turistico ricreativo per cui l'utilizzo dei SE forniti dalla zona richiede che gli individui interessati intraprendano un viaggio (tempo impiegato per raggiungere il luogo ed i costi).	Whitten & Bennet, 2002; Martin-López & al., 2009	Uso diretto e indiretto	SE che contribuiscono ad attività turistiche e ricreative		
METODI INDIRETTI	Valutazione Contingente	Consente di stimare il valore economico di una ampia serie di beni che non sono oggetto di contrattazione nel mercato e che, per questo, non hanno un prezzo, attraverso tecniche di indagine. E' possibile domandare, in alternativa, quanto le persone siano disposte a pagare (WTP) o ad accettare (WTA) per tollerare un cambiamento.	Wilson & Carpenter, 2000; Martin-López & al., 2007	Uso e non uso		
	Modellazione di scelte	Consiste nella scelta tra più alternative secondo criteri di valutazione. Uno dei criteri è ad esempio la disponibilità a pagare per uno specifico servizio.	Hanley & Wright, 1998; Lii & al., 2004; Philip & MacMillan, 2005	Uso e non uso	Tutti i SE	
	Valutazione di gruppo	Consiste nella combinazione di metodi a preferenze dichiarate con processi deliberativi (es. indagini individuali)	Wilson & Howarth, 2002; Spash, 2008	Uso e non uso	Tutti i SE	

## 2.9 Servizi ecosistemici, consumo di suolo e pianificazione

Nonostante vi sia ormai un ampio set di strumenti a disposizione della pianificazione per introdurre elementi di valutazione relativi ai SE, e che almeno a scala europea è riconosciuta la necessità di regolamentazione a tutela dei SE per garantire un equilibrio con la pressione ambientale urbana, la pianificazione urbana raramente include i servizi ecosistemici tra gli obiettivi strategici.

Una analisi della misura in cui i servizi ecosistemici sono attualmente inclusi (anche in modo aspecifico o con diverse terminologie) nei piani urbani è stata condotta su un campione di 22 piani urbani italiani (Cortinovis e Geneletti, 2018), che ha evidenziato un numero elevato di azioni per considerare i servizi ecosistemici dell'ecosistema e una varietà di strumenti per l'implementazione, senza tuttavia una visione integrata e soprattutto senza la capacità di valutare la multifunzionalità. Si manifesta una carenza di analisi in particolare per i servizi diversi da quelli di regolazione, immediatamente connessi ai tipici problemi ambientali urbani. Quasi in nessun caso i piani urbani contengono una appropriata analisi della domanda e dei beneficiari dei SE, fatta eccezione forse per i servizi di tipo ricreativo.

Alcune esperienze di valutazione delle funzioni ambientali del suolo, finalizzate a rafforzare le politiche di contenimento del consumo di suolo sono state realizzate anche in Europa. In Germania dove esiste una legge nazionale che fissa un obiettivo quantitativo di limitazione del consumo di suolo (30 ettari al giorno al 2020), la città di Dresda (Artman et al, 2017) ha stabilito un “bilancio per le compensazioni del suolo” che prevede per i progetti di nuova urbanizzazione su aree libere adeguate misure compensative sotto forma di interventi di greening o di de-sealing di aree urbanizzate relitte o inutilizzate. I promotori immobiliari possono scegliere se realizzare loro stessi gli interventi di compensazione/de-sealing ovvero pagare un onere di compensazione all'Authority ambientale del Comune che ha in carico la realizzazione di svariati progetti di de-sealing su aree pubbliche. Approcci simili sono stati seguiti dal Comune di Berlino e dal Comune di Stoccarda che è stato anche capofila del progetto Urban Soil Management Strategy (URBAN SMS), finanziato nell'ambito del programma Central Europe. Una specifica linea di azione del progetto era dedicata allo sviluppo di un sistema di valutazione e di interventi per mitigare e compensare il consumo di suolo connesso con le nuove urbanizzazioni (riportati da Dall'Olio, 2017).

Altri esempi interessanti riguardano ad esempio Parigi (Roussel et al 2017), per la quali sono stati valutati i SE delle aree periurbane metropolitane, con attenzione alle aree semi-naturali e agricole, attraverso una mappatura capace di evidenziare siti con una composizione vegetale simile e dunque “pacchetti” di SE simili, utilizzando diverse metodologie. L'analisi ha evidenziato ad eccezione delle foreste, i modelli di valutazione dei SE comunemente usati non sono in grado di rappresentare l'elevato livello di eterogeneità nel paesaggio periurbano e che pertanto è necessario integrare approcci di scala più fine e dati primari nelle valutazioni dei SE delle aree periurbane.

Diversi esempi in Olanda come riportato dal report nazionale NATURAL CAPITAL IN THE NETHERLANDS: Recognising its true value (Van Egmond P., 2016), ad esempio con la proposta di una applicazione diffusa degli strumenti proposti dal TEEB (es. TEEB city tool). Altri esempi in Belgio e Olanda come riportati dal Report del SOIL4EU/MAES SOIL PILOT del 2018 (van der Meulen et al, 2018) vedono la valutazione dei flussi di servizi e il confronto con la domanda.

In Italia al momento le esperienze di valutazione dei servizi ecosistemici già concluse sono ancora limitate alle sperimentazioni all'interno di alcuni progetti europei e di qualche iniziativa locale nell'ambito di applicazioni di norme regionali specifiche.

In particolare, sono limitate le valutazioni che si sono occupate attraverso i SE di azioni concrete in materia di contenimento del consumo di suolo attraverso i SE. Si tratta, a tutto il 2017, di alcuni casi tra i quali quelli qui considerati sono tra i principali. Si tratta infatti sostanzialmente nei casi studio di alcuni progetti tra cui il LIFE SAM4CP, che ha riguardato finora i comuni di Bruino, None e Chieri in provincia di Torino, il LIFE MGN con alcune valutazioni locali finalizzate allo sviluppo di accordi locali di tipo PES (Payments for Ecosystem services) e il successivo LIFE SOS4LIFE, relativo alla valutazione dei SE del suolo finalizzata al consumo di suolo zero nei comuni di Forlì, Carpi e San Lazzaro di Savena, di cui al 2017 solo San Lazzaro con una sua lottizzazione (Idice) è stato completato, oltre alla esperienza recentissima del Comune di Romano di Lombardia in provincia di Bergamo, che ha integrato la valutazione dei SE nell'analisi del contesto ambientale, in termini di vulnerabilità e resilienza, secondo quanto suggerito dalla Strategia di sostenibilità ambientale per la VAS regionale.

### **2.9.1.1 Il rapporto con la VAS**

L'importanza dell'esperienza concreta di applicazione dei SE come strumento di valutazione all'interno delle VAS è segnalata da diversi autori (Rozas-Vásquez et al 2018), per passare dalla teoria e dalle applicazioni sperimentali ad un vero quadro di riferimento per la sostenibilità delle scelte di trasformazione. Manca ancora, tuttavia, un quadro regolamentare da parte delle istituzioni che consenta di introdurre queste valutazioni nel modo corretto, coinvolgendo i soggetti realmente portatori di interesse e affrontando la complessità di una valutazione multi-sistemica, multi-attori e multi-scala che consideri esplicitamente i servizi ecosistemici.

Nonostante la VAS sia una procedura ormai consolidata, permane l'eterogeneità delle valutazioni nei diversi contesti, che discende non solo dalla diversità delle normative regionali, ma principalmente dalla diversa modalità con cui le amministrazioni responsabili della redazione del piano affrontano il processo.

La VAS è lo strumento principe per la valutazione delle trasformazioni d'uso del suolo indotti dai piani, e normalmente viene condotta rispetto ai diversi comparti e componenti ambientali, segmentando la valutazione. L'approccio ecosistemico, strutturato mediante l'analisi dei SE, offre invece una opportunità di valutare le trasformazioni sul suolo non solo come componente ambientale, e dunque in termini di superficie utilizzata a fini urbani e/o contaminazione o ancora come sorgente di rischi, ma anche e soprattutto attraverso l'interazione che le trasformazioni d'uso possono avere sui servizi offerti dal suolo e le conseguenze sulle altre componenti ambientali, ad es. l'aria (stoccaggio di carbonio, rimozione di particolato e ozono), il clima (regolazione de, microclima), le acque (infiltrazione, purificazione, stoccaggio) nonché sulla qualità ecologica complessiva in termini di biodiversità (*Habitat Quality*), ed infine sulle capacità dello stesso suolo, in termini di qualità e produttività agronomica e nell'erosione del suolo.

L'approccio ecosistemico si configura dunque, come un importante contributo integrativo alla VAS, rispetto al quale il progetto LIFE SAM4CP ha offerto interessanti esperienze e spunti per l'avanzamento disciplinare. In particolare, è interessante la proposta di utilizzare la VALSE all'interno del processo di formazione del piano e non come strumento di valutazione aggiuntivo in sede di valutazione ambientale, che di prassi viene condotta in un processo contiguo ma non coincidente con quello di produzione del piano. In questo senso la VALSE, rispetto al tema del suolo e del suo utilizzo, mira a riconnettere non solo le variabili ambientali che tipicamente

vengono valutate in maniera disgiunta per motivi di metodologia analitica, ma anche lo stesso processo, supportando una migliore integrazione che è poi l'obiettivo "alto" che presiede le normative sulla VAS.

La VALSE ha il vantaggio, unendo le diverse variabili in una valutazione complessiva e spazialmente esplicita, di fornire mappe e valori confrontabili con i quadri di riferimento su cui si basano gli strumenti di programmazione urbanistica, che operano sempre per processi di sintesi in chiave spaziale delle variabili socioeconomiche ed ambientali emergenti.

L'approccio ai SE mette infatti al servizio della VAS le rappresentazioni sintetiche delle principali caratteristiche qualitative dei suoli su cui i piani o programmi intendono intervenire rendendo evidenti le ricadute delle scelte urbanistiche rispetto ad un sistema di valori direttamente connesso alla scala dell'uomo e del suo benessere.

La valutazione dei SE forniti dal suolo sta assumendo un'importanza sempre maggiore nell'ambito delle Procedure di VAS di piani regolatori, loro varianti e strumenti attuativi, in quanto nella maggior parte dei casi l'impatto preponderante della pianificazione urbanistica è proprio relativo alla risorsa suolo. Nelle valutazioni ambientali gli impatti conseguenti alla compromissione della risorsa suolo sono stati affrontati spesso in maniera settoriale e non con una visione sistemica, per cui l'approccio alla valutazione dei SE è certamente auspicabile (Penna et al. 2018 in ISPRA, 2018).

Certamente molte criticità prescindono dalla valutazione dei SE, se pur poi vi si legano strettamente, e sono maggiormente ascrivibili all'oggetto della valutazione, le varianti, e alla difficoltà di ripensare scelte urbanistiche previgenti. Nel panorama attuale la maggior parte delle Varianti e dei nuovi Piani attua o conferma precedenti decisioni, incluse quelle che comportano un incremento di consumo di suolo, spesso con revisione del vigente (conferma e/o eliminazione delle previsioni di nuovi insediamenti) e introduzione di nuove previsioni su suolo libero. In estrema sintesi, il nuovo Piano (o la sua Variante) comporta solitamente un nuovo ed ulteriore consumo di suolo, seppure in misura inferiore rispetto a quanto previsto dal Piano vigente.

Va considerato che la maggior parte dei piani regolatori soggetti a variante sono stati approvati prima dell'introduzione della normativa VAS e pertanto non sono mai stati sottoposti ad alcuna valutazione ambientale. Per questo motivo contengono previsioni di gran lunga sovradimensionate rispetto alle reali esigenze di sviluppo territoriale e l'applicazione della procedura di VAS a tali piani "variati" o "revisionati" non porta ad una significativa salvaguardia della risorsa, soprattutto se ci si limita al confronto tra la piena applicazione del nuovo progetto e quella dello "stato di diritto", ovvero il piano previgente. In questi casi non viene considerato, come base per il confronto, lo stato di fatto ambientale e cioè il risultato delle sole previsioni attuate: perciò, con questi presupposti, qualsiasi variante, che comporti una complessiva riduzione delle previsioni, non necessiterebbe di compensazioni perché migliorativa.

Si ritiene utile sottolineare in questa sede che la mera riduzione "virtuale" delle previsioni di compromissione della risorsa suolo, pur rappresentando un certo miglioramento rispetto all'ipotesi di piena attuazione del piano vigente, non può essere ritenuta una compensazione per interventi che consumano suolo nella realtà e che devono essere sempre compensati.

L'esigenza di evitare e limitare il consumo di nuovo suolo si scontra con la difficoltà di richiedere un ripensamento/rinuncia delle previsioni vigenti del Piano in occasione di una variante allo strumento urbanistico. Tale difficoltà deriva dal problema dei "diritti edificatori acquisiti", aspetto fortemente dibattuto anche in sede di diritto. Il permanere di questi "diritti" impedisce una compiuta revisione dei piani alla luce delle reali esigenze di sviluppo, la revisione/riduzione delle

previsioni vigenti non è più nelle mani del pianificatore ma è demandata alla volontà dei singoli proprietari.

In assenza di una norma che tuteli il suolo non ancora compromesso è difficile rivedere le previsioni di piano, seppur non attuate, evitando il consumo del suolo: la funzione pro-attiva della VAS in queste condizioni viene a mancare e la valutazione ambientale non può che essere reattiva o giustificativa delle scelte. Nel complesso, senza un criterio limitativo, si finirà per dover accettare, seppure non sostenibili, scelte che compromettono considerevoli quantità di suoli: al momento si può solo cercare di indirizzare le scelte verso suoli con valori ambientali bassi e chiedere in sede di approvazione (ipotetiche) compensazioni o poco di più.

### **2.9.1.2 Il rapporto con la scala di valutazione**

L'utilità delle analisi dei SE nei processi decisionali inerenti la pianificazione urbanistica e territoriale si esplica attraverso la attività di pianificazione, in particolare quella urbanistica, la valutazione ambientale strategica (VAS) integrata alla pianificazione, ai sensi delle normative UE, nazionale (Dlgs 152/2006 e smi), e in tutte le forme di partecipazione, comunicazione e sensibilizzazione del pubblico.

La mappatura dei SE è fortemente correlata alla scala sia temporale che spaziale, è opportuno dunque costruire l'acquisizione dei dati e le modalità di restituzione con riferimento alla scala appropriata. Anche il tipo di utilizzo dell'output deve essere calibrato al tipo di informazione che si rappresenta.

Le mappature e le quantificazioni dei SE infatti consentono di fare analisi sulla distribuzione spaziale dei valori di un servizio, di effettuare analisi di trend nel tempo di un servizio rispetto a scenari di uso/copertura del suolo differenti o rispetto a scenari globali di cambiamento ad es. climatico, è possibile effettuare valutazioni e quantificazioni complessive dei Servizi di una determinata area territoriale.

E' indispensabile perciò distinguere la valutazione globale o rispetto a macro-cambiamenti come quelli climatici, che è condotta su scala territoriale, a lungo termine ed a una risoluzione tematico-informativa più generale, come quella di Costanza, dalla valutazione locale, che considera costanti molti fattori esterni e di lungo periodo e si confronta con cambiamenti locali, necessariamente più dettagliati sia rispetto alla scala spaziale che a quella temporale.

La scala territoriale considera estensioni geografiche che vanno dalla regione ad un intero Stato, ed è compatibile con valutazioni globali e con il riferimento a cambiamenti nel lungo periodo.

Come strumento di supporto ai processi di pianificazione urbanistica e progettazione urbana è necessaria invece la definizione di valutazioni e cartografia dettagliata sia d'uso-copertura del suolo sia dei SE alla scala locale. La scala urbanistica opera rispetto ad unità minime di mappatura molto piccole, anche al di sotto dei 10 m di risoluzione offerti dalle principali fonti informative sulla copertura del suolo (ISPRA).

Alla scala nazionale alcune quantificazioni già possono essere utilizzate sia per bilanci territoriali sia per analisi temporale, come proposto dal (Comitato Capitale Naturale, 2018). La mappatura alla scala locale, invece, deve avere ancora un utilizzo limitato al confronto tra i valori dei SE tra diverse aree e rispetto ai potenziali trend di variazione. Un utilizzo diretto sia dei valori biofisici che dei valori economici (ad. es. come parametri di progetto o come valori economici nel bilancio comunale) non è compatibile con il livello ancora scarso di verosimiglianza e accuratezza delle misure e con la forte dipendenza dei valori di output dai modelli scelti e dalla disponibilità di adeguati dati di input.

Una definizione dei parametri eccessivamente specializzata ad un singolo territorio porta d'altra parte al rischio di disomogeneità delle valutazioni dei diversi territori, con distorsioni evidenti nell'ambito delle procedure di valutazione. Inoltre, se vengono utilizzati modelli "grossolani" o valori standard per alcuni servizi, non ha senso dettagliare altri input, quale la copertura del suolo e la destinazione d'uso, oltre un certo limite: la scala deve essere quella alla quale si ha la disponibilità del dato che descrive il fenomeno biofisico alla base del servizio. Ad es. se la produzione agricola è valutata con riferimento alle tipologie di coltura effettive, e si è in grado di associare valori di produzione ed economici a questo livello, la scala sarà di grande dettaglio per tutti i parametri. Al contrario, se si utilizzano valori medi provinciali, non ha senso spingere il dettaglio degli altri parametri oltre quel livello.

I processi decisionali di scala locale richiedono un adeguamento ed una maggiore caratterizzazione delle variabili e dei valori. Per contro, le risoluzioni dei dati spaziali alla suddetta scala sono solitamente riferite ad unità minime di mappatura > di 20 e talvolta 40/100 mt, con ciò rendendola inadeguata per la conoscenza di livello locale e cioè alla scala urbanistica, con riferimento alla pianificazione.

Si conclude dunque che alla scala locale è opportuno dettagliare a quale scala sono valutabili i diversi servizi e definire, in sede di valutazione, quale è quella più adeguata rispetto ai dati disponibili. Cercare di costruire a tutti i costi, in assenza di dati dettagliati, una mappatura di dettaglio porta ad errori macroscopici e rende privi di senso confronti e conclusioni tratte da essi.

Le criticità relative alla scala e alla disponibilità di dati adeguati, qui discussa, che si sommano a quelle relative alla parzialità delle valutazioni di singoli servizi sopra trattata (ricordarsi il paragrafo!), impongono quindi di non collegare mai direttamente le valutazioni dei SE a provvedimenti normativi di tipo prescrittivo e conformativo.

Come in tutte le valutazioni inserite in processi di VAS, nel caso di valutazioni ancora sperimentali come quella dei SE rendere ripercorribili le metodologie di valutazione e trasparenti i dati utilizzati è ovviamente un requisito indispensabile.

## 2.10 Il simulatore SIMULSOIL

SimulSoil è principale output del progetto LIFE SAM4CP. Si tratta di un'applicazione informatica che analizza le variazioni di valore derivate da trasformazioni d'uso del suolo, e consente anche ad utenti non esperti di interfacciarsi con analisi ecosistemiche e, in una parola, di effettuare "simulazioni" che altrimenti richiederebbero una complessa gestazione di dati ed un elevato profilo tecnico nell'utilizzo di strumenti e procedure informatiche in ambiente GIS.

Simulsoil consiste in un software di supporto analitico territoriale alla mappatura e valutazione dei Servizi Ecosistemici resi dal suolo rivolto principalmente ad amministratori e personale tecnico appartenente a strutture pubbliche (Comuni). La sua finalità è di favorire e facilitare processi virtuosi di pianificazione urbanistica, siano essi estesi all'intero territorio comunale o a porzioni di esso: SimulSoil è infatti nato dall'esigenza di rendere il processo di conoscenza dei Servizi Ecosistemici direttamente scalabile alle reali "pratiche" urbanistiche, ovvero quelle necessarie al rilascio dei titoli abilitativi, ma anche tutte le altre procedure che implicano trasformazioni degli usi del suolo, sia attraverso alterazioni che ne determinano il "consumo" o il "degrado", che nei casi in cui ne generano una "valorizzazione" sotto il profilo ambientale ed ecosistemico. Partendo dal presupposto che il suolo è una risorsa in grado di generare contemporaneamente molteplici Servizi Ecosistemici la cui conoscenza è imprescindibile per i processi del buon governo del territorio, SimulSoil è, in breve, uno strumento di aiuto ai decisori pubblici per effettuare scelte

consapevoli e sostenibili nello sfruttamento di una risorsa sostanzialmente limitata e non rinnovabile. In concreto si tratta di un'applicazione informatica che consente di eseguire analisi ecosistemiche del territorio a partire da una carta digitale degli usi del suolo di cui l'utente stesso può configurare le ipotetiche trasformazioni: SimulSoil "automatizza" processi informatici complessi che normalmente vengono gestiti separatamente mediante l'utilizzo di differenti modelli del software InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs<sup>2</sup>) determinandone l'immediata e semplificata utilizzabilità.

Nello specifico sono stati automatizzati gli algoritmi di calcolo riferiti ai seguenti 8 differenti Servizi Ecosistemici offerti dal suolo libero e selezionati tra i molteplici che la natura fornisce: • qualità degli Habitat, • stoccaggio di carbonio, • disponibilità idrica, • trattenimento dei sedimenti, • trattenimenti dei nutrienti, • produzione agricola, • impollinazione, • produzione legnosa.

L'utente può decidere su che tipo di configurazione di uso del suolo lavorare: stato di fatto, piuttosto che "scenari" alternativi riferiti a ipotetiche varianti ed elaborare mappature biofisiche dei Servizi Ecosistemici, verificando, con relativa rapidità, il variare degli indicatori biofisici ed economici ad essi relativi ed impostando, di conseguenza, analisi di tipo quali-quantitativo. L'utilizzo di tale strumento in chiave comparativa possa, in particolare, e proposto per fornire un supporto nella verifica degli effetti ambientali dei piani e delle loro varianti sia nell'ambito delle conferenze di pianificazione che, preliminarmente, a supporto della Valutazione Ambientale Strategica, attività valutativa obbligatoriamente integrata alla pianificazione urbanistica e territoriale ai sensi sia delle normative UE, che nazionali (Dlgs 152/2006 e smi) e regionali (Lr del Piemonte 56/1977 e smi).

SimulSoil può essere scaricato gratuitamente - previa registrazione a fini statistici e di monitoraggio - ed installato direttamente nella propria workstation. Lo strumento consente di scaricare un pacchetto di dati di livello nazionale o di livello locale relativamente agli usi del suolo nei quali si intende effettuare una valutazione (ambito della Città Metropolitana di Torino). In alternativa all'utilizzo dei dati precaricati è possibile la personalizzazione del "pacchetto dati" tramite il caricamento da sorgente esterna o il "ridisegno", con maggiore dettaglio tematico e precisione geometrica, degli usi del suolo, in formato vettoriale e nel rispetto dei tematismi d'uso della Land Cover Piemonte (LCP) ovvero delle categorie d'uso riconducibili al terzo livello di legenda tematica europea Corine Land Cover: la compatibilità della classificazione degli usi del suolo con la legenda LCP è un requisito necessario per il funzionamento del simulatore in quanto SimulSoil associa ad un predeterminato uso del suolo i valori biofisici e gli algoritmi necessari allo sviluppo degli output, costituiti da una cartografia in formato raster con risoluzione, per il livello nazionale, pari a 20 metri per pixel ed a scala locale a 5 metri per pixel.

Nello specifico, la valutazione ha ad oggetto i seguenti 8 SE: 1) STOCCAGGIO DI CARBONIO (Carbon Sequestration) - CS - servizio di regolazione secondo la classificazione TEEB CICES; 2) PRODUZIONE AGRICOLA (Crop Production) - CPR- servizio di approvvigionamento secondo la classificazione TEEB CICES; 3) PRODUZIONE LEGNOSA (Timber Production) - TP - servizio di approvvigionamento secondo la classificazione TEEB CICES; 4) QUALITÀ DEGLI HABITAT (Habitat Quality) - HQ - servizio di supporto secondo la classificazione TEEB CICES; 5) TRATTENIMENTO DEI NUTRIENTI (Nutrient Retention) - NR - servizio di regolazione secondo la classificazione TEEB CICES; 6) DISPONIBILITÀ IDRICA (Water Yield) - WY - servizio di regolazione secondo la classificazione TEEB CICES; 7) TRATTENIMENTO DEI SEDIMENTI (Sediment Retention) - SDR - servizio di regolazione secondo la classificazione TEEB CICES; 8) IMPOLLINAZIONE (Crop Pollination) - CPO - servizio di approvvigionamento secondo la classificazione TEEB CICES.

Le elaborazioni cartografiche sviluppate da SimulSoil utilizzano due “repertori di input” che sono stati costituiti e sviluppati nell’ambito della ricerca SAM4CP e che sono scaricabili insieme al software. Si tratta di:

- a livello nazionale un uso del suolo derivato dal confronto tra la cartografia Corine Land Cover (CLC) e la Carta Nazionale di Copertura del Suolo<sup>6</sup> frutto dell’unione di vari High Resolution Layers di Copernicus, entrambe riferite all’anno 2012. La risoluzione geometrica è di 20 metri;
- per il livello locale la carta tematica di uso del suolo (LULC) ovvero la Land Cover Piemonte (LCP)<sup>8</sup>, aggiornata al 2010, per tutti i Comuni appartenenti alla Città Metropolitana. La risoluzione geometrica è pari a 5 metri.

Tutti i dati di input sono costituiti da cartografie in formato raster, oppure in formato vettoriale georeferenziato e da tabelle di valori in formato .csv. L’utente avrà comunque la possibilità di ridisegnare l’uso del suolo in formato shapefile con qualsiasi programma di editing GIS, utilizzando le coordinate geografiche e il sistema di rappresentazione che SimulSoil ha pre-caricato.

Poiché i risultati delle elaborazioni effettuate da SimulSoil presentano un’elevata sensibilità al tipo di dato di input utilizzato si invita a porre particolare attenzione nella lettura ed interpretazione dei valori biofisici, e soprattutto economici, che sono generati dalle elaborazioni: si consiglia l’utilizzo dei prodotti di SimulSoil per la conoscenza della distribuzione spaziale dei differenti SE e la verifica dei possibili trend a fronte scenari di uso del suolo differenti più che come valori soglia o assoluti. È inoltre necessario porre sempre molta attenzione nel collegare gli esiti valutativi sui SE a provvedimenti normativi di tipo prescrittivo e conformativo: per una legittimazione all’utilizzo in tal senso si suggerisce una loro ulteriore validazione derivante da indagini sul campo con esperti.

Tutti i servizi mappati costituiscono indicatori di valori biofisici “effettivi” e non “potenziali”. Si evidenzia in particolare che anche i modelli riferiti alla produttività agricola ed al servizio di impollinazione adottano la misurazione effettiva della distribuzione dei valori esistenti nelle aree agricole (ovvero dove avviene il “servizio”), e non la propensione alla fornitura del servizio sulla base della classe di capacità d’uso del suolo stesso.

Come già evidenziato, SimulSoil è un’applicazione informatica che consente di eseguire bilanci delle funzioni ecosistemiche del territorio, automatizzando processi informatici complessi che dovrebbero essere gestiti separatamente mediante l’utilizzo di differenti modelli, alcuni dei quali proprietari del software InVEST 5, a partire da una carta digitale degli usi del suolo di cui l’utente stesso può configurare le ipotetiche trasformazioni. Esso produce una quantificazione biofisica della mappatura dei SE e, associando “costi” parametrici ai SE forniti dai suoli ne sviluppa la valutazione economica, secondo il seguente approccio: ai SE con valori biofisici assoluti è associato un prezzo unitario (per esempio, 1 tonnellata di carbonio sequestrato equivale a 100 euro del costo sociale evitato per il mancato rilascio in atmosfera), mentre per i SE con valori biofisici espressi da valori indice l’associazione del costo avviene ipotizzandone un mercato e definendone un valore derivato dalla “disponibilità a pagare” per il godimento del bene stesso. È evidente, tuttavia, come l’associazione di un valore economico ad un indice presenti molti limiti e non sia da assumere come valore paradigmatico. Si sottolinea, inoltre, che, indipendentemente dal modello di valutazione adottato, l’associazione di un valore economico ad un beneficio ambientale si riferisce sempre ad un valore “marginale” e non “totale” (poiché il valore complessivo del Capitale Naturale non è quantificabile). SimulSoil, pertanto, non determina il “prezzo” del Capitale Naturale, ma costituisce piuttosto la stima parametrica del possibile valore monetario di alcuni servizi ecosistemici.

### 3 Ipotesi e obiettivi di ricerca

Le tecniche di analisi dei servizi ecosistemici (Costanza et al, 2104; DeGroot et al., 2010; Dominati et al., 2010) stanno avendo una notevole diffusione tra ricercatori e policy maker, e offrono un'opportunità per riconfigurare il problema dell'uso del suolo attraverso una diversa rappresentazione (palcoscenico diverso e attori diversi), seppure con diverse limitazioni. Da una parte si sconta una carenza di capacità di calcolo dei singoli valori, soprattutto a scala locale, dall'altra si sconta una difficoltà concettuale, poiché i sistemi di valutazione, complessivamente ancora "giovani", vedono maggiormente sviluppata la concettualizzazione e modellizzazione dei benefici direttamente correlabili con settori economici, mentre altri ad. Es. quelli legati alla qualità della vita e alla dimensione spirituale sono ancora carenti. L'approccio è in ogni caso sicuramente interessante sotto diversi aspetti:

- capacità di riportare alla dimensione olistica i singoli aspetti/problemi (aspetto intrinseco delle teorie e pratiche sulla biodiversità)
- scientifico/ripetibile
- comprensibile dal decisore integrabile con la pianificazione
- comprensibile dal cittadino (collegamento con i suoi interessi/capacità primarie)

L'obiettivo generale della ricerca è analizzare potenzialità e limiti di tali tecniche quali strumenti utili per analizzare i valori del suolo e gli attori coinvolti nelle scelte e nelle dinamiche conflittuali, per fornire alla discussione pubblica e al decisore nuove argomentazioni per valutare le scelte di uso del suolo e per fare riferimento a valori ecosistemici e costruire scenari alternativi d'interpretazione dei processi di pianificazione, con ciò offrendo l'opportunità di possibili innovazioni metodologiche.

Il progetto di ricerca è finalizzato nello specifico a identificare gli elementi fondamentali per la introduzione dell'approccio ecosistemico nella pianificazione locale.

A partire da tale quadro di riferimento sono state identificate le domande specifiche che hanno guidato le analisi relative all'analisi del caso studio e dei casi di confronto, selezionati con riferimento ai seguenti criteri: presenza di una azione avviata che includa il tema del consumo di suolo (valutazione, revisione della pianificazione, processo partecipativo, etc); disponibilità di informazioni ambientali e disponibilità alla collaborazione dell'amministrazione locale; evidenza di fenomeni di criticità nell'uso del suolo interpretabili in termini di servizi ecosistemici (es. urbanizzazione, rischio idrogeologico, infrastrutturazione). Una prima valutazione è stata condotta sul X Municipio del Comune di Roma– nell'ambito della Conferenza urbanistica di Roma, poi ampliato a tutto il Comune attraverso la partecipazione a gruppi di lavoro del progetto Resilient cities e poi sviluppato come caso studio attraverso una specifica analisi dei SE sul territorio comunale.

Gli altri casi utilizzati per confronto sono i Comuni del LIFE SAM Bruino Chieri e None, oggetto delle sperimentazioni del progetto LIFE SAM4CP ed il Comune di San Lazzaro di Savena, oggetto della sperimentazione del progetto SOS4LIFE, entrambi sulla pianificazione locale basata sui servizi ecosistemici.

L'analisi dei casi considerati (strategia decisionale) è utile a chiarire quali sono gli elementi che possono determinare il fallimento o il successo di una strategia di questo tipo e fornisce strumenti per una valutazione della fattibilità politica e consentirà di elaborare linee guida per una

applicazione dei SE a scala locale efficace rispetto all'obiettivo della limitazione del consumo di suolo.

La ricerca dunque approfondisce con una analisi comparata le diverse applicazioni dell'approccio valutativo dei servizi ecosistemici e lo segue per migliorarlo.

Partendo dunque dalla esigenza sociale di limitare il consumo di suolo in Italia, e dalla consapevolezza di doverlo fare agendo alla scala locale, si pone la questione di come raggiungere questo obiettivo e se la VAL SE è lo strumento adeguato. La principale domanda di ricerca è dunque se la VAL SE è utile per la applicazione di regole per il consumo di suolo locale, ovvero: può la VAL-SE essere utilizzata alla scala locale per supportare la riconfigurazione del contesto decisionale del Land-use Planning verso la limitazione del consumo di suolo?

Dall'analisi preliminare della metodologia e delle diverse esperienze presenti in letteratura, sono emerse alcune questioni specifiche, alle quali è necessario trovare una risposta per poter applicare efficacemente questa metodologia. In particolare, si pongono i quesiti se la VAL SE sia un utile strumento per una lettura dei valori e dei costi ambientali e sociali del suolo e soprattutto per modificar il contesto decisionale delle scelte di pianificazione.

Il percorso di ricerca è dunque nato da questi quesiti, cercando di trarre da queste prime esperienze italiane indagate gli elementi per una proposta di applicazione che supporti l'obiettivo finale di limitare il consumo di suolo. Si aprono dunque due sub-domande:

- a. L'uso di tecniche di VAL-SE può contribuire a produrre "usable knowledge" rispetto ai valori ambientali e sociali del suolo non consumato non rappresentati nel processo decisionale?
- b. Una migliore conoscenza dei valori ambientali e sociali del suolo non consumato può favorire il rafforzamento di soggettività esistenti e/o la formazione di nuove soggettività capaci di rappresentare quei valori nel processo decisionale?

## 4 Materiali e metodi<sup>14</sup>

### 4.1 Carta di uso e copertura del suolo

Un aspetto di grande importanza nelle valutazioni dei servizi ecosistemici è relativa alla accuratezza del dato di partenza, in particolare dalla risoluzione spaziale e tematica della cartografia in input, dalla quale dipende l'accuratezza del risultato offerto dai modelli e dalle tecniche di analisi proposte.

Nelle valutazioni condotte, sia nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP sia nell'ambito del Rapporto sul consumo di suolo di ISPRA, al fine di assicurare la migliore accuratezza del risultato è stata utilizzata la carta di uso e copertura del suolo prodotta da ISPRA per il 2012, elaborata attraverso

---

<sup>14</sup> Il presente capitolo riporta i risultati del lavoro condotto per la messa a punto del documento metodologico "Mappatura e valutazione dell'impatto del consumo di suolo sui servizi ecosistemici: proposte metodologiche per il Rapporto sul consumo di suolo", in pubblicazione come annesso al Rapporto sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, 2018. La scrivente è primo autore del contributo, che è stato supportato e arricchito da revisioni e suggerimenti di un nutrito gruppo di esperti, di ISPRA e di numerose università e centri di ricerca italiani, di seguito ricordati: Giovanni Braca, Costanza Calzolari, Alessio Capriolo, Marco di Leginio, Paolo Giandon, Marco Marchetti, Davide Marino, Rosanna Mascolo, Elisa Morri, Davide Pettenella, Paolo Pileri, Lorenzo Sallustio, Luca Salvati, Riccardo Santolini, Mariangela Soraci, Andrea Strollo, Fabio Terribile, Fabrizio Ungaro, Talina Vinci, Michele Munafò.

la comparazione tra i principali strati informativi Copernicus relativi all'anno 2012: *High Resolution Layers* (HRL), in formato raster con una risoluzione spaziale di 20 m, e *CORINE Land Cover* (CLC).

In particolare gli HRL coprono 5 classi tematiche relative alla copertura del suolo: grado di impermeabilizzazione, foreste (tipologia e densità di copertura), praterie, zone umide e corpi idrici permanenti e sono stati uniti in un primo prodotto per l'Italia in forma di carta nazionale di copertura del suolo ad alta risoluzione (Congedo et al., 2016) con una risoluzione dei pixel di 20 metri e con 8 diverse classi tematiche (0 – altro; 1 – costruito; 2 – foreste di latifoglie; 3 – foreste di conifere; 4 – praterie; 5 – zone umide; 6 – corpi idrici permanenti; 254 – non classificato).

Lo strato è stato successivamente migliorato suddividendo ulteriormente la classe 1 (costruito) in “rete stradale e ferroviaria principale”, grazie alla cartografia prodotta dal progetto Open Street Map<sup>15</sup>, in “residenziale”, tramite la spazializzazione dei dati ISTAT sulla popolazione (Chiocchini et al., 2015), e in “altre superfici impermeabili”, ottenendo 10 classi.

Il nuovo strato informativo così ottenuto è stato poi integrato con i dati derivati dal CLC, che, al quarto livello, presenta 72 classi di uso e copertura del suolo. In particolare lo stato integrato è stato riclassificato tutto secondo la corrispondenza con le classi CLC (**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.**), ad eccezione delle aree classificate come “zone umide” e “corpi idrici permanenti”.

Nei casi in cui la carta nazionale di copertura del suolo è risultata incompatibile con le classi CLC, la riclassificazione è stata applicata con diverse metodologie: le classi forestali sono state attribuite per prossimità con la classe forestale CLC più vicina, i pixel classificati come “praterie” dalla carta nazionale e come “aree artificiali” dal CLC sono state riclassificate come “aree aperte urbane”, per tutte le altre incongruenze è stata comunque data la priorità alla carta formata dall'unione degli HRL, per la sua maggior risoluzione spaziale. Le zone aperte con vegetazione rada o assente ricadenti all'interno di 300 metri dalla linea di costa sono state riclassificate come “spiagge dune e sabbie”.

**Tabella 10** Corrispondenze utilizzate per la riclassificazione della carta di uso e copertura del suolo

Classi della carta nazionale ad alta risoluzione	Riclassificazione con CORINE Land Cover
0. Altro	Aree agricole (14), zone aperte con vegetazione rada o assente (5), aree verdi urbane, aree ricreative e sportive
1. Costruito	Aree ricreative e sportive, aree estrattive, discariche, cantieri
2. Foreste di latifoglie	Foreste di latifoglie (7), boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie (7), colture permanenti (3)
3. Foreste di conifere	Foreste di conifere (5), boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere (5)
4. Praterie	Aree a pascolo naturale e praterie, prati stabili, aree a vegetazione sclerofilla (2), aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione, brughiere e cespuglieti
5. Zone umide	---
6. Corpi idrici permanenti	---
254. Non classificato	CORINE Land Cover (tutte le classi)

Poiché sia gli HRL che l'aggiornamento del CLC non sono stati disponibili fino al 2017 per una costruzione della Carta aggiornata di uso e copertura del suolo, in costruzione per il 2018, al fine di poter monitorare gli andamenti nel tempo dei cambiamenti, la mappa risultante è stata successivamente integrata con la Carta nazionale di suolo consumato del 2012 prodotta da ISPRA

<sup>15</sup> <https://www.openstreetmap.org/>

(2016), che ha una migliore accuratezza grazie alla risoluzione di 10 metri di pixel. In particolare le due classi consumato e non consumato della Carta nazionale del consumo di suolo (2016 e 2017) sono caratterizzate dalle seguenti tipologie di uso/copertura:

**Tabella 11 Tipologie di copertura nelle classi della Carta nazionale del consumo di suolo (ISPRA)**

0 - Suolo non consumato	1 - Suolo consumato
Alberi o arbusti in aree urbane	Edifici, fabbricati, capannoni
Alberi o arbusti in aree agricole	Strade asfaltate
Alberi o arbusti in aree naturali	Strade sterrate
Seminativi	Piazzali, parcheggi, cortili e altre aree pavimentate o in terra battuta
Pascoli, prati, vegetazione erbacea	Sede ferroviaria
Corpi idrici	Aeroporti e porti (solo le banchine, le piste, le aree di movimentazione merci e mezzi e le altre aree impermeabili)
Alvei di fiumi asciutti	Aree e campi sportivi impermeabili
Zone umide	Serre permanenti
Rocce, suolo nudo, spiagge, dune	Campi fotovoltaici a terra
Ghiacciai e superfici innevate permanenti	Aree estrattive non rinaturalizzate, discariche, cantieri
Aree sportive permeabili	Altre aree impermeabili
Altre aree permeabili in ambito urbano	
Altre aree permeabili in ambito agricolo	
Altre aree permeabili in ambito naturale	

La struttura della Carta di uso e copertura del suolo 2012 è in questo modo confrontabile con le variazioni riportate nella carta nazionale di suolo consumato per gli anni successivi, consentendo di valutare l'andamento temporale dell'erogazione di servizi ecosistemici.

Su questa base è possibile valutare nel tempo i cambiamenti da classi naturali e semi naturali a classi artificiali. Tuttavia non possono essere rilevate le variazioni all'interno delle classi naturali e seminaturali escludendo, ad esempio, i processi di abbandono colturale e conseguente rinaturalizzazione oppure i disboscamenti a favore di una espansione delle coltivazioni.

La legenda finale della carta nazionale di uso e copertura del suolo<sup>16</sup> è elencata nella figura che segue.

**Tabella 12 Legenda della carta di uso e copertura del suolo ISPRA 2012 al IV livello di classificazione**

I livello	II livello	III livello	IV livello
1 Superfici artificiali	1.1 Aree impermeabili residenziali		
	1.2 Altre aree impermeabili		
	1.3 Rete stradale e ferroviaria		
	1.4 Aree ricreative e sportive		

<sup>16</sup> La carta (ISPRA, 2017), in formato raster e la relativa legenda sono disponibili al link: <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-isptra/download-mais/copertura-del-suolo-ad-alta-risoluzione>

	1.5 Aree estrattive		
	1.6 Discariche		
	1.7 Cantieri		
2 Superfici agricole	2.1 Seminativi	2.1.1 Seminativi in aree non irrigue	
		2.1.2 Seminativi in aree irrigue	
		2.1.3 Risaie	
	2.2 Colture permanenti	2.2.1 Vigneti	
		2.2.2 Frutteti e frutti minori	
		2.2.3 Oliveti	
		2.2.4 Arboricoltura da legno	
	2.3 Prati stabili (foraggiere permanenti)		
	2.4 Zone agricole eterogenee	2.4.1 Colture temporanee associate a colture permanenti	
		2.4.2 Sistemi colturali e particellari complessi	
		2.4.3 Aree occupate da colture agrarie con spazi naturali importanti	
		2.4.4 Aree agroforestali	
3 Boschi e aree a copertura alberata	3.1 Boschi e aree a copertura alberata di latifoglie	3.1.1 Boschi e a.c.a. a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi (quali leccio e sughera)	
		3.1.2 Boschi e a.c.a. a prevalenza di querce caducifoglie (cerro, roverella, farnetto, rovere, farnia)	
		3.1.3 Boschi e a.c.a. a prevalenza di altre latifoglie autoctone (latifoglie mesofile e mesotermofile quali acero, frassino, carpino nero, ornello)	
		3.1.4 Boschi e a.c.a. a prevalenza di castagno	
		3.1.5 Boschi e a.c.a. a prevalenza di faggio	
		3.1.6 Boschi e a.c.a. a prevalenza di igrofiti (quali salici, pioppi, ontani)	
		3.1.7 Boschi, a.c.a. ed ex-piantagioni a prevalenza di latifoglie esotiche (quali robinia e ailanto)	
	3.2 Boschi e aree a copertura alberata di conifere	3.2.1 Boschi e a.c.a. a prevalenza di pini mediterranei e cipressi (pino domestico, pino marittimo, pino d'Aleppo)	
		3.2.2 Boschi e a.c.a. a prevalenza di pini oro-mediterranei e montani (pino nero e laricio, pino silvestre, pino loricato)	
		3.2.3 Boschi e a.c.a. a prevalenza di abeti (quali abete bianco e abete rosso)	
		3.2.4 Boschi e a.c.a. a prevalenza di larice e/o pino cembro	
		3.2.5 Boschi, a.c.a. ed ex-piantagioni a prevalenza di conifere esotiche (quali douglasia, pino insigne, pino strobo)	
	3.3 Boschi e aree a copertura alberata misti di conifere e latifoglie		3.3.1.1 ...della classe 3.1.1
			3.3.1.2 ...della classe 3.1.2
			3.3.1.3 ...della classe 3.1.3
		3.3.1 Boschi e aree a copertura alberata misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie...	3.3.1.4 ...della classe 3.1.4
			3.3.1.5 ...della classe 3.1.5
		3.3.1.6 ...della classe 3.1.6	
		3.3.1.7 ...della classe 3.1.7	
		3.3.2.1 ...della classe 3.2.1	
		3.3.2.2 ...della classe 3.2.2	
3.3.2 Boschi e aree a copertura alberata misti di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere...		3.3.2.3 ...della classe 3.2.3	
	3.3.2.4 ...della classe 3.2.4		
	3.3.2.5 ...della classe 3.2.5		
4 Altre superfici naturali e semi-naturali	4.1 Aree a pascolo naturale e praterie		
	4.2 Aree aperte urbane		
	4.3 Brughiere e cespuglieti		
	4.4 Aree a vegetazione sclerofilla	4.4.1 Macchia alta	
		4.4.2 Macchia bassa e garighe	
4.5 Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione			

5

Zone umide

6

Corpi idrici  
permanenti

## 4.2 La quantificazione dei SE

Il grandissimo interesse alla quantificazione dei servizi ecosistemici riguarda anche quelli persi a causa del degrado del suolo ed anche ad una loro quantificazione economica. Si tratta infatti di strumenti utili alla quantificazione del danno prodotto dal degrado, troppo spesso invisibile, rispetto al quale è sempre difficile impattare sulle scelte e conservare i territori.

Nel caso italiano, si è instaurato da tempo un sistema di piccoli e grandi interessi introno all'urbanizzazione dei suoli, tale da determinare la continua perdita di suolo fertile per nuovi interventi urbanistici. La quantificazione economica in questo contesto dovrebbe essere di aiuto a invertire l'attuale processo secondo cui urbanizzare i suoli agricoli liberi costa meno che intervenire su aree degradate o su infrastrutture e insediamenti urbani, semmai in disuso. Urbanizzare suoli agricoli liberi (semmai anche quelli più fertili) deve costare molto di più di altre scelte e a questo obiettivo di fondo dovrebbe essere tesa la quantificazione biofisica e poi economica dei servizi ecosistemici.

La quantificazione economica dei servizi persi suscita sempre il sospetto che, per quanto alta sia la cifra, ci potrà essere sempre chi è disposto a pagarla pur di godere del subito a scapito delle future generazioni. Dobbiamo porre attenzione a che i valori dei flussi dei servizi non diventino, tramite scambi e compensazioni, i surrogati di stock non ricostituibili per risorse non rinnovabili o rinnovabili su lungo tempo e che quindi coprano perdite nette di valori "veri". Si tratta dunque di stare nella sostenibilità forte, e la sostenibilità forte implica una parte di stock aggregato di risorse che non può essere scambiato perché generatore di funzionalità ecosistemica e di benessere. Il nostro sforzo sta proprio in questo: trovare i limiti di usabilità degli ecosistemi alle diverse scale e nello spazio partendo dal fatto che le funzioni ecosistemiche/SE non sono tutte uguali. Per questo le valutazioni economiche, affinché possano essere utili a meglio comprendere il problema, devono venire dopo forti considerazioni sulla priorità della conservazione e all'interno di un quadro di riferimento che delinea il significato della quantificazione economica.

Seguendo la principale letteratura in materia di SE, l'oggetto della valutazione economica si riferisce allo schema a cascata proposto nell'ambito del CICES (Haines-Young et al. 2010). Recenti ampliamenti di questo schema, differenziano sia la struttura biofisica sia i processi/funzioni dai servizi, intesi come flussi di interazioni e informazioni ecologiche. In particolare, i beni sono considerati come "mezzo" attraverso il quale si fruisce dell'ecosistema mentre il beneficio è inteso come il prodotto del servizio ecosistemico che produce un cambiamento nella qualità di vita per l'essere umano (La Notte, 2017).

Questa articolazione aiuta a comprendere diverse criticità e cautele necessarie nella valutazione. In primo luogo, per evitare il doppio conteggio di alcune componenti (come beneficio e come risorsa) ovvero contare benefici confliggenti. Per essere coerenti con tale schema, la tipologia di bene o beneficio valutato ovvero il servizio, non può essere valutato economicamente come parte della risorsa, ovvero in termini di stock, bensì in termini di beneficio marginale o flusso di beni e benefici che ne deriva.

Tuttavia, seguendo questo approccio, il valore del servizio valutato non solo non può essere considerato rappresentativo del valore intero della risorsa ma non ne rappresenta neanche la criticità rispetto all'intensità d'uso.

Per rappresentare anche questi aspetti, le valutazioni dovrebbero includere quantificazioni biofisiche ed economiche degli stock di risorse, cosa al momento assai difficile per la maggior parte delle risorse ambientali. E' più facile misurare i servizi, ed è per questo che la maggior parte delle valutazioni proposte considera solo flussi di servizi.

La differenza può risiedere nel considerare flussi potenziali o solo flussi effettivi, in questo caso trascurando anche la dimensione potenziale che in valutazioni legate agli usi del suolo può essere in molti casi significativa.

E' significativo che anche il riferimento europeo più recente sul tema, (Van der Meulen et al., 2018) includa tra i servizi, aspetti che altri considerano stock di risorse, oppure funzioni, o ancora beni o benefici.

Seguendo questo approccio inclusivo ISPRA valuta una serie di servizi ecosistemici, rappresentando di volta in volta la possibilità di valutarne la dimensione di stock di risorsa o di flusso di servizio a seconda delle condizioni e della disponibilità di metodi e dati.

**Figura 21 Servizi (e funzioni) ecosistemiche su base CICES (basata su Van der Meulen et al., 2018, Dominati, 2010, Adhikari and Hartemink, 2016)**

Ecosystem Service	CICES class	CICES class type	Examples	Functional process(es) and properties
Food, wood and fibre	Cultivated crops; Fibres and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing	Crops by amount, type	Food crops, timbre as building material	Structure, water holding capacity and nutrients fertility.
Fresh water	Groundwater for drinking; Groundwater for non-drinking purposes	By amount, type	Groundwater as resource for irrigation, drinking water on non-drinking water purposes	Texture, structure, water holding capacity, depth, subsoil pans
Carrying capacity for infrastructure, buildings and animals [support of animals and infrastructure][carrier function]	<i>No class provided in CICES</i>	<i>No class type provided in CICES</i>	Peat soil has low carrying capacity while sand provides foundation for infrastructure and buildings at lower costs	Soil texture, structure, moisture content
Water purification and soil contamination reduction	Bio-remediation by micro-organisms, algae, plants, and animals; Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals; Filtration/sequestration/storage/accumulation by ecosystems	By amount, type, use, media (land, soil, freshwater, marine)	Atmospheric deposits, applied fertilizers, pesticides or other contaminants are adsorbed into soil aggregates, by clay particles and organic matter, and degraded (chemically altered) by soil biota Soil biota metabolize contaminants through oxidative or reductive processes	Soil texture, structure, organic matter content, biodiversity of soil biota. Micro-organisms require nutrients, moisture and appropriate pH (5.5-8.5, best at 7.0) and temperature (15-45°C), plus specific redox conditions. Processes will not proceed if too many inhibiting or toxic compounds are present.
Water regulation	Hydrological cycle and water flow maintenance; Flood protection	By depth/volumes; By reduction in risk, area protected	Mitigation of floods, groundwater recharge	Soil texture, structure, organic matter content, depth, water holding capacity, subsoil pans.
Carbon Sequestration	Weathering processes; Decomposition and fixing processes	By amount/concentration and source	Carbon in short-lived to more stable forms of soil organic matter (SOM) is stored (and recycled).	Soil texture, structure, moisture regime, nutrient regime (e.g. N availability), temperature, level of biotic activity, associated vegetation and soil disturbance

				regime.
Regulation of greenhouse gasses	Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations	By amount, concentration or climatic parameter	Soil biota affect fluxes of CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> and N <sub>2</sub> O.	Soil texture, Soil moisture regime, water holding capacity, nutrients (organic matter), temperature, microbial activity levels.
Regulation of local climate/temperature	Micro and regional climate regulation	By amount, concentration or climatic parameter	Soil provides habitat to vegetation that provides shading and cooling through evapotranspiration. Perceived thermal comfort may also be higher in a green environment.	Structure, water holding capacity and nutrients fertility. Water availability is of special importance for transpiration.
Air quality regulation	Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals; Filtration/sequestration/storage/accumulation by ecosystems	By amount, type, use, media (land, soil, freshwater, marine)	Soil provides habitat to vegetation that influences air quality through pollutant removal (positive impacts), influence of air circulation (positive or negative impact) and emission of biogenic volatile compounds and pollen (negative impact).	Structure, water holding capacity and nutrients fertility (for vegetation; soil properties strongly influencing effect of bare soil on noise not found).

#### 4.3 Metodi utilizzati per la valutazione biofisica e economica dei SE

La valutazione dei servizi ecosistemici (SE) è un processo complesso, poiché dietro alla valutazione di ciascun servizio ci sono mondi di competenze scientifiche di ambiti differenti da integrare e dati la cui disponibilità è variegata per accuratezza, scala, aggiornamento, etc. Mentre per la valutazione di alcuni SE la metodologia è piuttosto consolidata, come ad es. la valutazione dello stoccaggio di carbonio, e la discussione in questi casi verte sull'approfondimento delle fonti di dati, per altri si stanno sperimentando diverse modalità di valutazione.

Nella valutazione a scala nazionale prodotta da ISPRA, viene stimata la variazione di SE conseguente al consumo di suolo prodotto ogni anno. Viene considerata sia la variazione dei servizi offerti, sia la variazione dello stock di risorse, a seconda dei casi e in funzione di metodi e dati disponibili. Questo è un aspetto attualmente oggetto di discussione e approfondimento, in particolare rispetto alla componente di perdita di capacità degli ecosistemi all'interno dell'impatto complessivo, che va oltre la valutazione del servizio effettivamente fornito e assume secondo alcuni un ruolo simile a quello della perdita dello stock di risorse (La Notte et al., under review). Questa discussione renderà possibile nel prossimo futuro un migliore dialogo tra le valutazioni di tipo biofisico e quelle volte al confronto in campo economico.

Nella valutazione proposta da ISPRA a scala nazionale gli effetti della variazione nell'offerta di SE o nella perdita di stock vengono rappresentati sia in termini biofisici sia in termini economici attraverso il valore economico della perdita dello stock determinatasi nel periodo di riferimento mentre per i servizi si tratta del valore annuale della perdita per ciascuno degli anni successivi.

E' inoltre opportuno evidenziare che la valutazione dei SE a scala nazionale incontra un importante problema riguardante la disponibilità di banche dati idonee a scala nazionale. E' infatti del tutto evidente che alcune banche dati ambientali – come nel caso dei suoli – sono assolutamente deficitarie rispetto alla necessità. Ad esempio, l'implementazione di metodi biofisici robusti (quali quelli su base fisica) e capaci di quantificare importanti SE quali quelli riguardanti le produzioni o il ciclo dell'acqua non sono sempre applicabili. Quindi le valutazioni dei SE prodotte da ISPRA a scala nazionale, pur nella loro grande rilevanza, devono essere utilizzate con molta cautela quando adottate a scala locale.

Per lo sviluppo di un quadro condiviso sono state fondamentali le esperienze di applicazione condotte a livello sperimentale a scala locale, regionale e nazionale. ISPRA in particolare ha promosso diverse iniziative tra le quali la partecipazione diretta a progetti come LIFE SAM4CP, la collaborazione e il confronto con altri progetti come SOILCONSWEB, LIFE MGN, SOS4LIFE, un costante confronto con la comunità scientifica attraverso i contributi del Rapporto sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici (Ed. 2016 e 2017), attraverso la collaborazione con il Comitato per il Capitale Naturale per le due edizioni del Rapporto 2016 e 2017, ed infine attraverso un lavoro di un apposito tavolo di confronto sulle metodologie, avviato per l'edizione 2018 del Rapporto sul consumo di suolo, che ha coinvolto 7 università e centri di ricerca italiani (Università di Urbino, Università del Molise, Università di Roma Sapienza, Università di Padova, Università Federico II di Napoli, CNR Firenze, CREA di Arezzo) e 2 Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente (Puglia e Veneto) oltre all'ISPRA.

Partendo dai sette servizi inizialmente identificati nell'ambito del progetto Life SAM4CP, già nella prima edizione della valutazione nazionale (ISPRA, 2016) sono stati considerati alcuni SE diversi o aggiuntivi, ulteriormente selezionati nella edizione 2017 e proposti per la edizione del 2018 come evidenzia la tabella che segue.

**Tabella 13 Servizi ecosistemici considerati nell'analisi**

Servizi	u.m. biofisica	u.m. economica	LIFE SAM4CP <sup>17</sup>	Rapporto 2016	Rapporto 2017	Rapporto 2018
Stoccaggio e sequestro di carbonio						
Flusso	t/ha	€/t				x
Stock	t/ha	€/t	x	x	x	x
Qualità degli habitat	adim	€/ha	x	x	x	x
Produzione agricola						
Flusso	ha	€/ha				x
Stock	ha	€/ha	x	x	x	x
Produzione di legname						
Flusso	m <sup>3</sup>	€/m <sup>3</sup>				x
Stock		€/ha	x	x	x	x
Impollinazione	adim	€/ha	x	x	x	x
Regolazione del microclima	stima	stima		x	x	x
Rimozione particolato e ozono	t/ha	€/t		x	x	x
Protezione dall'erosione	t/ha	€/t	x	x	x	x
Disponibilità di acqua	m <sup>3</sup>	€/m <sup>3</sup>				x
Regolazione del regime idrologico	m <sup>3</sup>	€/m <sup>3</sup>	Come Water Yield	x	x	x
Purificazione dell'acqua	adim	€/ha/anno	x	x	-	x
Supporto alle attività umane	adim	-				x

Alcuni servizi inizialmente presi in considerazione non sono stati successivamente analizzati perché non si riteneva sufficientemente solida la metodologia adottata, rimandando l'analisi a

<sup>17</sup> Si tratta dei servizi inclusi nel simulatore validi su tutto il territorio nazionale, parzialmente diversi da quelli considerati nelle sperimentazioni a scala locale

successivi approfondimenti. Questo è accaduto ad esempio per il servizio di trattenimento dei nutrienti (NR) e di stoccaggio di acqua (WY) considerati nelle applicazioni del Life Sam4cp. In altri casi, come per il servizio di produzione agricola, è stata inizialmente utilizzata una metodologia basata sui dati disponibili dei “valori agricoli medi”, che per l’edizione 2018 viene integrata per assicurare la robustezza dei risultati con una metodologia differente, basata su dati di produzione e valori economici per le singole colture.

Tenuto presente che nelle analisi relative al consumo di suolo la dimensione spaziale è imprescindibile, è necessario utilizzare modelli spazialmente espliciti, per le finalità della pianificazione anche locale ed è indispensabile che si tratti di software free e open source.

Le metodologie utilizzate per la valutazione dei diversi SE sono state selezionate inizialmente attraverso una attenta analisi delle esperienze disponibili in letteratura, tramite confronti con la comunità scientifica e la ricerca dei migliori dati disponibili per la loro applicazione (cfr. Lifesam4cp -Report azione B1), da cui è emerso che la *suite* di modelli InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), è il principale riferimento.

Si tratta di un insieme di modelli che richiedono dati di *input* specifici a seconda del servizio ecosistemico analizzato ma partendo da un dato di partenza comune rappresentato dalla mappa di uso e copertura del suolo. Sviluppato dall’Università di Stanford all’interno del “Natural Capital Project”, InVEST copre la maggior parte delle richieste di valutazione dei servizi considerati.

Secondo le più recenti pubblicazioni in materia (Mokondoko et al, 2018) l’applicazione di InVEST varia comprendendo valutazioni di tipo biofisico (Hoyer and Chang, 2014), valutazioni monetarie (Ninan and Inoue, 2013; Berg et al., 2016), analisi sulle priorità di conservazione (Keller et al., 2015) e analisi di scenario rispetto all’uso del suolo (Nelson, 2009; Polasky et al., 2011).

Alcuni aspetti restano delle sfide per il prossimo futuro, come ad esempio la valutazione del valore del capitale naturale in un dato periodo, la valutazione delle variazioni dei SE anche rispetto ai cambiamenti da copertura artificiale a naturale e in generale tra le diverse classi (*tradeoff*), o l’analisi di ulteriori servizi, quali quelli culturali, finora poco investigati. In futuro sarà opportuno lo sviluppo di Linee guida per la valutazione a scala locale, poiché la pianificazione urbanistica ha esigenze incompatibili con l’utilizzo di dati/metodi utilizzati a scala nazionale nonché indirizzi ed azioni per aumentare la percezione del pubblico sui temi del suolo e dei servizi ecosistemici che esso è in grado di fornire.

Dal tavolo di confronto recentemente avviato, è emersa la necessità di:

- evidenziare per ogni servizio la differenza tra *stock* di capitale naturale e flussi di servizi ecosistemici e tra servizio potenziale e reale, dichiarando cosa si sta valutando. Fare riferimento prioritariamente a servizi potenziali e valori di *stock*;
- fare riferimento quando possibile a schemi di classificazione dei SE europei (MAES/CICES) e alle eco regioni;
- evidenziare la differenza tra valore economico di mercato e sociale, dichiarando quale si usa;

Una nota di carattere generale merita la questione dei metodi più idonei per effettuare le conversioni tra valute di diversi paesi in diversi anni. Nelle scorse edizioni del Rapporto la conversione era stata effettuata considerando il cambio “euro-dollaro” (EURSD) per l’anno di riferimento del valore originale, poi aggiornando il valore applicando il coefficiente di rivalutazione monetaria (ISTAT).

Nei casi in cui i valori originali sono espressi in dollari internazionali si prevede in analogia con la metodologia adottata dal Rapporto sul Capitale naturale, la conversione del dollaro internazionale in euro attraverso il PPP e successivamente la rivalutazione monetaria applicando il coefficiente di rivalutazione dei prezzi al consumo (ISTAT, <https://rivaluta.istat.it>) per l'anno indagato.

#### 4.3.1 Sequestro e stoccaggio di carbonio

Il sequestro e lo stoccaggio di carbonio costituiscono un servizio di regolazione assicurato dai diversi ecosistemi terrestri e marini grazie alla loro capacità di fissare gas serra, seppur con diversa entità (Hutyra *et al.*, 2011), secondo modalità incrementali rispetto alla naturalità dell'ecosistema considerato (tale regola vale in generale e nel contesto mediterraneo e del nostro Paese). Questo servizio 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 e seminaturali presentano il più alto potenziale di sequestro di carbonio. 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).

Le foreste sono in grado di assorbire carbonio dall'atmosfera e accumularlo, per periodi di lunghezza assai variabile, nella biomassa legnosa, nella lettiera e nel suolo. In aggiunta, qualora le foreste siano utilizzate per prodotti in legno di media e lunga durata (ad es., mobili, legname da costruzione: prodotti da legno raccolto – *harvested wood products*), l'effetto di accumulo si protrae nel tempo oltre il taglio del bosco. I fattori che determinano la quantità di carbonio stoccato nei diversi comparti sono di varia natura, ma quasi tutti sono influenzati dal clima (Comitato Capitale Naturale, 2018).

Seguendo l'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), la maggior parte del carbonio presente negli ecosistemi terrestri è contenuta in quattro principali pools costituiti da: biomassa epigea, biomassa ipogea, suolo e sostanza organica morta.

La valutazione di questo servizio di regolazione viene effettuata sia rispetto al valore di stock sia al valore del flusso di servizio. Per quanto riguarda il valore di stock, la valutazione viene fatta 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 (avendo come unico fattore di variazione quello relativo alla copertura del suolo) rappresentato e non prende in considerazione i trasferimenti di carbonio tra un pool e un altro.

Per valutare questo servizio dal punto di vista biofisico è necessario associare a ciascuna porzione del territorio e ciascuna tipologia di copertura del suolo una caratterizzazione dei quattro pool di carbonio, biomassa epigea, biomassa ipogea, suolo e sostanza organica morta.

Per la valutazione di questo servizio ecosistemico è stato utilizzato, nei rapporti sul consumo di suolo precedenti (ISPRA, 2016; ISPRA, 2017a) il software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs, Natural Capital Project*), ed in particolare il modello "Carbon Storage and Sequestration" che fornisce mappe della quantità di carbonio immagazzinato dagli ecosistemi terrestri in termini biofisici (Megagrammi, Mg, di C ad ettaro) ed economici (€ ad

ettaro). La risoluzione spaziale delle mappe di output dipende da quella della carta d'uso del suolo utilizzata in input.

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), il progetto ISPRA Sviluppo Indicatori Ambientali sul Suolo (SIAS) e poi la recente Carta del Carbonio organico realizzata nell'ambito delle attività della Global Soil Partnership (CREA et al 2018); per individuare il contributo derivante dai diversi pool sono stati utilizzati coefficienti specifici (Vitullo et al., 2007; ISPRA, 2014; Di Cosmo et al., 2016).

Nel dettaglio, per le categorie forestali di uso del suolo (tutte le sottocategorie di 3.0.0.0 di Corine Land Cover - Boschi), sono utilizzati i dati di provvigione dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC)<sup>18</sup> associati alle classi della carta di uso e copertura del suolo (Marchetti et al. 2012b). Il volume della biomassa epigea (AGB – *above-ground biomass*) è ricavato dalla provvigione GSV (*growing stock volume*) con la formula:

$$AGB = a * GSV + b * GSV * e^{-c*GSV}$$

dove a, b e c sono coefficienti specifici per ogni tipologia forestale (Di Cosmo et al., 2015). La biomassa ipogea (BGB – *below-ground biomass*) è invece stimata tramite la formula (ISPRA, 2017b):

$$BGB = GSV * BEF * WBD * R$$

data dal volume di provvigione moltiplicato per il fattore di espansione della biomassa (BEF – *biomass expansion factor*), per la densità basale del legno (WBD – *wood basic density*) e per il fattore R, che rappresenta il rapporto chioma/radici, tabellato per le varie specie (Vitullo et al., 2008; ISPRA, 2017b). Per passare dalla biomassa alla frazione di carbonio immagazzinato, i valori sono moltiplicati per 0,5 (ISPRA, 2017b).

I valori del carbonio contenuto nella necrosasse sono dedotti da quelli nella biomassa epigea attraverso dei coefficienti (0,20 per le piante sempreverdi e 0,14 per le caducifoglie, fonte IPCC, 2003), mentre quelli nella lettiera con formule specifiche per ciascuna specie ricavate dalle ricerche bibliografiche (Vitullo et al., 2008; ISPRA, 2017b). Per le altre categorie di uso e copertura del suolo vengono utilizzate stime da letteratura: i valori dei pool per le aree artificiali sono stati lasciati tutti a zero mentre per le altre aree naturali e per le superfici agricole vengono utilizzati valori di letteratura riportati in Tabella 14 (Sallustio et al. 2015).

Con riferimento ai valori di carbonio nei pool di biomassa epigea ed ipogea dei permanent crops, è stata, di recente, resa disponibile una valutazione del carbonio in funzione dell'accrescimento, riportata in Tabella 15, con particolare riferimento a olivicoltura, vigneti, alberi da frutto, nei quali il contenuto di C è espresso in funzione dell'età di maturazione (Canaveira, P., 2018). I valori a 20 anni sono considerati adeguati a rappresentare il valore di stock di carbonio, in sostituzione dei valori di letteratura precedentemente utilizzati.

---

<sup>18</sup> [http://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/pools\\_carbonio.jsp?menu=3](http://www.sian.it/inventarioforestale/jsp/pools_carbonio.jsp?menu=3)

Tabella 14 Valori di contenuto di carbonio per classe d'uso del suolo (da Sallustio et al. 2015)

Classe d'uso del suolo	Epigeo (Mg C ha <sup>-1</sup> )	Ipogeo (Mg C ha <sup>-1</sup> )	Sostanza organica morta (Mg C ha <sup>-1</sup> )	Suolo (Mg C ha <sup>-1</sup> )	Totale (Mg C ha <sup>-1</sup> )
Foreste	50.5 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	11.525 (Est. ISPRA, 2014)	5.295 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	76.1 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	143.42
Aree agricole	5 (ISPRA, 2014)	/	/	53.1 (Chiti et al., 2012)	58.1
Arboricoltura da frutto	10 (ISPRA, 2014)	/	/	52.1 (Chiti et al., 2012)	62.1
Arboricoltura da legno	28.55 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	5.25 (Est. ISPRA, 2014)	1.75 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	63.9 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	99.45
Prati e pascoli	/	/	/	78.9 (ISPRA, 2014)	78.9
Altre terre boscate	3.05 (IPCC, 2003)	/	/	66.9 (ISPRA, 2014; Alberti et al. 2011)	69.95
Urbano	*	*	*	*	*
Aree con vegetazione rada o assente	**	**	**	**	**

Tabella 15 Valori dello stock di carbonio e dell'accrescimento per alcune produzioni agricole

	Age years	Above Ground Biomass AGB <sup>(1)</sup>			Below Ground Biomass BGB		
		tDM.ha <sup>-1</sup>	%C	tC.ha <sup>-1</sup>	tDM.ha <sup>-1</sup>	%C	tC.ha <sup>-1</sup>
Olive Trees	1	1.9	47%	0.9	0.4	45%	0.2
	5	9.4	47%	4.4	2.8	45%	1.3
	10	18.1	47%	8.5	5.5	45%	2.5
	15	19.4	47%	9.1	5.7	45%	2.6
	20	19.4	47%	9.1	5.8	45%	2.6
Vineyards	1	0.2	48%	0.1	0.5	45%	0.2
	5	0.9	48%	0.4	1.8	45%	0.8
	10	5.3	48%	2.5	5.6	45%	2.5
	15	10.3	48%	4.9	8.7	45%	3.9
	20	11.5	48%	5.5	9.7	45%	4.4
Fruit Trees	1	3.8	46%	1.7	1.6	45%	0.7
	5	9.3	46%	4.3	5.2	45%	2.3
	10	15.8	46%	7.3	10.6	45%	4.8
	15	18.0	46%	8.3	12.4	45%	5.6

Per il carbonio contenuto nel suolo, mentre nelle edizioni 2016 e 2017 del Rapporto sul consumo di suolo il valore è identificato associando le mappe di uso e copertura del suolo alle mappe del progetto SIAS (Sviluppo Indicatori Ambientali sul Suolo) a livello regionale<sup>19</sup>, per l'edizione 2018 viene utilizzato il nuovo strato informativo prodotto come contributo italiano alla Global Soil Organic Carbon map e realizzato da CREA-ABP, CNR-Ibimet, Regioni e alcune università nell'ambito della iniziativa Global Soil Partnership/ FAO (CREA, 2018). La carta offre i valori del carbonio contenuto nel suolo in formato raster con risoluzione di 1 km. Per mantenere il dettaglio offerto, nel rapporto 2018 è stato abbandonato l'utilizzo del software InVEST e i valori del suolo vengono considerati tal quali, senza semplificazioni derivate dal trasferimento su tabella.

La valutazione del flusso di servizio è possibile attraverso l'utilizzo dei valori di accrescimento sopra richiamati. In particolare, per le colture quali l'olivicoltura, vigneti, alberi da frutto, "incremento corrente medio" è dato dalla differenza tra il valore dei 20 anni e quello dei 5 anni (tabella sopra riportata) diviso i 15 anni che intercorrono, mentre per le categorie forestali il dato è quello dell'accrescimento INFC.

### **Valutazione economica**

Per la valutazione economica del servizio ecosistemico di stoccaggio e sequestro di carbonio esistono diversi approcci, ma due sono quelli più utilizzati: uno basato sul costo sociale, l'altro sul valore di mercato dei permessi di emissione.

Non esiste un unico valore monetario corretto per il SCC (Isacs et al., 2016), in letteratura è disponibile un rilevante numero di stime, che tuttavia differiscono per diversi ordini di grandezza, lasciando ambiguità e confusione su quale usare. L'incertezza di queste stime è intrinseca, in quella dei fenomeni da cui dipende tra cui la sensibilità al clima, le ipotesi sulle emissioni future e le posizioni etiche dei decisori. Nella valutazione del costo sociale, in particolare, a seconda delle scelte fatte in merito ai punti di vista etici e alle ipotesi sulle emissioni future e sulla sensibilità al clima, le stime possono essere significativamente più alte di quelle normalmente utilizzate negli strumenti di valutazione. .

Il costo sociale considera il danno evitato, a livello globale, grazie al sequestro di CO<sub>2</sub>. Questo tipo di costo è variabile a causa dell'incertezza della stima.

Nelle edizioni 2016 e 2017, per il costo sociale si è fatto riferimento al valore stimato per il 2015, ma valido anche per il 2014, pari a 37\$/tCO<sub>2</sub> (circa 109 €/tC; OIRA, 2013) ed utilizzato frequentemente per la valutazione dei costi potenziali associati al cambiamento climatico (Sallustio *et al.*, 2015). Per il 2018, si fa riferimento ai valori aggiornati, utilizzati da US EPA (Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, United States Government, 2016), per il 2015 indicano un valore di 36 \$/t (dollari 2007 per tonnellata di CO<sub>2</sub>), che aggiorna la

---

<sup>19</sup> carbonio immagazzinato nei primi 30 cm di suolo per 16 delle 20 regioni italiane, con celle di 1 km di lato. Per le quattro regioni mancanti (Campania, Friuli Venezia Giulia, Liguria e Puglia) era stata effettuata una stima attraverso la media dei valori per le altre regioni appartenenti alla stessa ripartizione territoriale (nord, centro, sud Italia).

precedente stima (OIRA, 2013), che corrisponde a un valore di 33.18 €/tCO<sub>2</sub> (2015), che in termini di C corrisponde a 101.85 €/tC.<sup>20</sup>

La meta analisi di Tol nel 2005 ha effettuato una analisi dei valori di letteratura sul costo sociale del sequestro di carbonio indicando un valore medio su studi selezionati, utilizzando una pesatura proposta dall'autore, pari a 122 \$/tC .

Altre stime (richiamati da Van der Meulen et al. 2018) lo hanno quantificato a seconda dei modelli utilizzati tra 6 USD/tC e 150 USD/tC (van den Bergh and Botzen, 2015). Stime alternative al SCC, sono effettuate come WTP con risultati dell'ordine di 17 €/tC/procapite (Rodríguez-Entrena et al., 2012), altri studi hanno calcolato 73 USD/ha/anno (Noe et al. ,2016) in Minnesota, mentre per le Everglades (US) (Jerath et al. 2016) è stato stimato un valore tra 13.859 e 23.728 USD/ha (ovvero tra circa 44 e 197 USD/tC).

Il Rapporto sul capitale naturale 2017 che fa riferimento ad uno studio promosso dalla Fondazione Enrico Mattei (van der Bijgart et al., 2013) indica valori del SCC mediani di 15 €/tCO<sub>2</sub>, medi di 31€/tCO<sub>2</sub> e massimi di 100 €/tCO<sub>2</sub> , per l'anno 2015.

Per il 2018 utilizzando il riferimento della meta analisi di Tol sopra richiamata, il valore indicato di 122 \$/tC (2005), corrispondenti a 121.45 €/t al 2015.

Diversamente, il prezzo di mercato è quello stabilito dal mercato dei permessi di emissioni. Per le edizioni 2016 e 2017 il prezzo utilizzato è stato quello dei crediti di carbonio in Italia al 2014 (Storti et al., 2015) venduti nell'ambito di mercati volontari, pari a 12 €/t CO<sub>2</sub>eq<sup>21</sup>. Tali valori aggiornati per il 2015 (Brotto et al, 2016), hanno evidenziato una riduzione dei prezzi del 50% rispetto al 2014, prezzi che si attestano a 6,3 €/ tCO<sub>2</sub>eq, più vicina ai valori del mercato regolato<sup>22</sup>. Per quanto riguarda proprio il mercato regolato, i Rapporti del GSE indicano che il prezzo medio ponderato per il 2017 sul mercato degli scambi delle European Union Allowances (EUA) è stato di 5,77 euro, in rialzo rispetto al 2016 (5,26 euro), ma più basso di quello per il 2015 che era 7,63 euro (GSE, Rapporto Aste 2015 e 2017).

Per le edizioni 2016 e 2017 si è fatto riferimento alla valutazione con entrambi i costi SCC e di mercato identificando una forchetta di valori. Questo approccio si conferma anche per il Rapporto 2018, con riferimento ai valori aggiornati in particolare per il SCC utilizzando il valore 121.45 €/tC, mentre il prezzo di mercato di riferimento per la valutazione dello stock sul periodo 2012-2017 è quello al 2015 di 6,3 €/ tCO<sub>2</sub>eq, ovvero di 23 €/tC.

Per quanto riguarda la valutazione dei flussi, è necessario fare riferimento al valore annuale del prezzo di mercato per ciascuno degli anni, ovvero adattare il prezzo di un anno di riferimento con

---

<sup>20</sup> 0,6793 tasso di cambio tra dollaro e euro 2007 (<https://cambio-euro.it/archivio-valute/2007-12-31/>); coefficiente di rivalutazione di 1,138 (rivaluta.istat.it, da 2007 a 2015); 1 tC= 3,66 t CO<sub>2</sub> in funzione del rapporto tra peso molecolare del CO<sub>2</sub> e peso atomico del carbonio C; la valutazione è di 36 \$/tCO<sub>2</sub>(2007)\*0,6793\*1.138\*3,66= 101,85 €/tC(2015).

<sup>21</sup> In particolare tali crediti sono stati creati da un numero attivo di progetti basati sul carbonio forestale in Italia grazie ai quali sono state generate e scambiate tCO<sub>2</sub>eq. Le tipologie progettuali più frequenti sono afforestazione/riforestazione, seguita da blu carbon, miglioramento della gestione forestale, REDD+ (Riduzione delle Emissioni da Deforestazione e Degradazione delle Foreste) e foreste urbane.

<sup>22</sup> Il dato 2016 non è stato prodotto, sarà fornito unitamente a quello del 2017 in esito al questionario attualmente in distribuzione

una analisi di sensitività con tasso di sconto, mentre il SCC può essere considerato costante poiché le variazioni sono valutate su periodi lunghi, quello citato dell'US EPA ogni cinque anni, confrontabile con il periodo dell'analisi qui svolta.

Per il futuro si condurrà una analisi della variazione dello stock di carbonio a seguito della artificializzazione considerando una perdita parziale e non totale (Sallustio et al, 2017) della capacità di stoccaggio in funzione della tipologia di copertura artificiale. Questo aspetto sarà correlabile ai nuovi livelli della classificazione del consumo di suolo previsti per il 2018, in particolare con le aree di consumo reversibile (ad es. i pannelli fotovoltaici a terra) e sarà pertanto oggetto di future elaborazioni.

#### 4.3.2 Qualità degli habitat

Il servizio ecosistemico relativo alla qualità degli habitat, anche denominato nelle diverse classificazioni come habitat per gli organismi o tutela della biodiversità, 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 dei suoli. Questo servizio è considerato come un indice della biodiversità complessiva, e rientra nella categoria dei cosiddetti servizi di supporto, secondo alcune classificazioni, o incluso nei servizi di Regolazione e mantenimento, o in altri casi ancora escluso come nello schema CICES, qui in gran parte adottato con alcune rilevanti eccezioni tra cui questa, secondo il quale considerato come funzione o come servizio indiretto di supporto agli altri servizi.

Gli habitat, a causa dei diversi fattori di impatto che gravano su di essi (cambiamenti di uso del suolo, impermeabilizzazione, urbanizzazione, compattazione, 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 serie 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) e quelli maggiormente colpiti dal consumo di suolo.

Per la valutazione del servizio ecosistemico è stato utilizzato il software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs, Natural Capital Project*) (AA.VV. 2015) ed in particolare il modello di *Habitat Quality*. Nel modello la qualità degli habitat è valutata in relazione alle diverse classi di uso e copertura del suolo (Sharp et al., 2016), in base all'ipotesi che le aree con una qualità degli habitat più alta ospitano 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 (*Habitat Degradation*) degli habitat.

Il primo passaggio è dunque la disponibilità della carta di uso e copertura del suolo, realizzata da ISPRA (ISPRA, 2016 e 2017a), migliorata ed aggiornata per questa edizione 2018, che consente di associare le categorie di habitat presenti sul territorio con l'uso e copertura del suolo, mantenendo la corrispondenza tematica con il Sistema di classificazione europea EUNIS<sup>23</sup> (Tabella 16).

**Tabella 16 Classi di uso del suolo utilizzate per la valutazione della qualità degli Habitat**

<b>Uso del suolo</b>	<b>CLASSE</b>
Spiagge, dune e sabbie	1
Corpi idrici permanenti	2
Zone umide	3
Praterie	4
Cespuglieti	5
Foreste di latifoglie	6
Foreste di conifere	7
Aree interne con vegetazione scarsa o assente	8
Superfici agricole a uso intensivo	9
Superfici agricole a uso estensivo	10
Edifici e altre aree artificiali o impermeabilizzate	11
Aree aperte urbane	12

Il secondo passaggio è dunque la identificazione dei parametri relativi agli habitat ovvero la compatibilità delle specie con le classi di uso e copertura del suolo *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 8 categorie: gli edifici, insieme alle altre aree artificiali, le diverse tipologie di infrastrutture 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 un questionario a oltre 100 esperti nazionali con affiliazioni diverse nei settori della

<sup>23</sup> <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>

conservazione e della gestione della biodiversità, i cui risultati (Sallustio et al., 2017) sono descritti nelle tabelle che seguono.

A partire da questi valori che rappresentano gli input al modello InVEST, il modello elabora due mappe raster dell'Habitat suitability (0-1) e delle minacce (0-1). In particolare, l'impatto delle minacce è valutato per ciascun punto, con valori da 0, assenza della minaccia, e 1, presenza, in base a (Sharp et al., 2016):

- La vulnerabilità (sensitivity) di ogni tipologia di habitat per ogni minaccia.
- L'impatto relativo (peso) di ciascuna minaccia rispetto alle altre.
- La distanza tra gli habitat e le fonti di minaccia. Il modello permette anche di impostare il decadimento dell'impatto nello spazio in modo lineare o esponenziale, a seconda della funzione applicata. In questo lavoro è stato scelto per tutte le minacce un decadimento esponenziale, ritenuto più rappresentativo della situazione reale.
- Il livello di protezione legale, istituzionale, sociale o fisica dai disturbi. Questo parametro, opzionale, non è stato considerato in questo studio.

**Tabella 17 Valori di input per il modello Habitat Quality di InVEST derivati dall'indagine: compatibilità delle specie con le classi di uso e copertura del suolo e, tra parentesi, deviazione standard e coefficiente di variazione (Sallustio et al., 2017).**

Tipologie di habitat	Suitability
Spiagge, dune e sabbie	0.74 (0.23, 0.31)
Corpi idrici permanenti	0.83 (0.15, 0.18)
Zone umide	0.96 (0.08, 0.09)
Praterie	0.86 (0.12, 0.14)
Cespuglieti	0.81 (0.17, 0.20)
Foreste di latifoglie	0.93 (0.10, 0.10)
Foreste di conifere	0.82 (0.16, 0.19)
Aree interne con vegetazione scarsa o assente	0.55 (0.23, 0.41)
Superfici agricole a uso intensivo	0.26 (0.18, 0.70)
Superfici agricole a uso estensivo	0.52 (0.22, 0.42)
Edifici e altre aree artificiali	0.09 (0.11, 1.17)
Aree aperte urbane	0.27 (0.17, 0.62)

**Tabella 18 Valori di input per il modello Habitat Quality derivati dall'indagine: sensibilità degli habitat alle minacce, peso e massima distanza di influenza. Tra parentesi deviazione standard e coefficiente di variazione (Sallustio et al., 2017).**

Minacce	Habitat	Strade principali	Strade secondarie	Strade urbane	Strade sterrate	Ferrovie	Superfici agricole a uso intensivo	Superfici agricole a uso estensivo	Edifici e altre aree artificiali
		Spiagge, dune e sabbie	0.81 (0.25, 0.31)	0.46 (0.23, 0.30)	0.69 (0.23, 0.33)	0.50 (0.28, 0.56)	0.67 (0.28, 0.42)	0.68 (0.25, 0.37)	0.51 (0.28, 0.55)
Corpi idrici permanenti	0.72 (0.21, 0.28)	0.64 (0.19, 0.30)	0.60 (0.20, 0.34)	0.36 (0.23, 0.64)	0.51 (0.22, 0.43)	0.76 (0.22, 0.28)	0.53 (0.27, 0.51)	0.72 (0.25, 0.34)	
Zone umide	0.84 (0.18,	0.74 (0.20,	0.69 (0.21,	0.44 (	0.64 (0.26,	0.80 (0.21,	0.59 (0.28,	0.79 (0.21,	

	0.21)	0.28)	0.31)	0.26, 0.60)	0.41)	0.27)	0.46)	0.27)
Praterie	0.80 (0.17, 0.21)	0.71 (0.19, 0.27)	0.63 (0.21, 0.33)	0.42 (0.25, 0.59)	0.60 (0.24, 0.41)	0.75 (0.24, 0.32)	0.52 (0.29, 0.57)	0.72 (0.25, 0.35)
Cespuglieti	0.78 (0.16, 0.21)	0.71 (0.21, 0.30)	0.63 (0.23, 0.37)	0.39 (0.26, 0.67)	0.60 (0.27, 0.44)	0.72 (0.23, 0.31)	0.51 (0.28, 0.55)	0.69 (0.25, 0.35)
Foreste di latifoglie	0.85 (0.17, 0.20)	0.77 (0.19, 0.24)	0.66 (0.24, 0.36)	0.40 (0.28, 0.71)	0.65 (0.25, 0.39)	0.67 (0.25, 0.37)	0.47 (0.29, 0.61)	0.77 (0.22, 0.29)
Foreste di conifere	0.84 (0.18, 0.21)	0.76 (0.18, 0.24)	0.68 (0.23, 0.35)	0.39 (0.28, 0.71)	0.61 (0.26, 0.42)	0.63 (0.24, 0.39)	0.44 (0.28, 0.65)	0.76 (0.22, 0.29)
Aree interne con vegetazione scarsa	0.61 (0.25, 0.40)	0.57 (0.24, 0.42)	0.52 (0.26, 0.49)	0.30 (0.24, 0.80)	0.46 (0.24, 0.53)	0.51 (0.25, 0.49)	0.35 (0.27, 0.75)	0.61 (0.27, 0.43)
Superfici agricole a uso intensivo	0.61 (0.28, 0.46)	0.54 (0.27, 0.51)	0.47 (0.26, 0.55)	0.24 (0.23, 0.97)	0.44 (0.28, 0.64)	\	0.12 (0.17, 1.51)	0.51 (0.28, 0.55)
Superfici agricole a uso estensivo	0.71 (0.25, 0.35)	0.61 (0.26, 0.42)	0.55 (0.26, 0.48)	0.26 (0.25, 0.95)	0.51 (0.27, 0.53)	0.54 (0.29, 0.54)	\	0.62 (0.28, 0.44)
Edifici e altre aree artificiali	\	\	\	\	\	\	\	\
Aree aperte urbane	0.56 (0.32, 0.56)	0.52 (0.32, 0.62)	0.46 (0.34, 0.74)	0.19 (0.23, 1.18)	0.46 (0.28, 0.61)	0.31 (0.28, 0.89)	0.21 (0.27, 1.28)	0.56 (0.37, 0.66)
<b>Peso</b>	0.86 (0.15, 0.17)	0.69 (0.19, 0.27)	0.61 (0.24, 0.39)	0.28 (0.19, 0.67)	0.62 (0.27, 0.43)	0.69 (0.22, 0.32)	0.42 (0.24, 0.57)	0.79 (0.22, 0.28)
<b>Distanza [km]</b>	1.5 (1.0, 0.7)	1.0 (0.4, 0.4)	0.9 (0.7, 0.8)	0.3 (0.5, 1.5)	1.6 (1.0, 0.7)	1.6 (1.5, 0.9)	0.6 (0.7, 1.1)	1.7 (2.7, 1.6)

Il modello *Habitat Quality* genera in output due mappe che rappresentano la qualità degli habitat (*Habitat Quality*) e le pressioni che gravano su di essi (*Habitat Degradation*). Il valore di Q e D associato ad ogni singola cella deriva dalla relazione esistente tra la stessa e quelle limitrofe per questo motivo, in entrambi gli output del modello, i valori sono espressi in termini relativi rispetto alle condizioni presenti sul territorio oggetto di studio, esprimendo quindi un *range* di variazione rispetto ad un minimo (0) ed un massimo (1). 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 permette quantificazioni biofisiche in senso stretto. Le formule alla base delle elaborazioni del modello sono di seguito richiamate.

Il livello di minaccia *D* per una data cella *x* appartenente a un habitat *j* è valutato come effetto delle minacce *r* presenti nell'intorno della cella (quindi con distanze di impatto non nulle) dato dalla formula (Sharp et al., 2016):

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left( \frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr}$$

In cui  $w_r$  è il peso della minaccia *r* generata nella cella *y*,  $i_{rxy}$  rappresenta il risultato della formula di decadimento in base alla distanza massima di impatto delle minacce,  $\beta_x$  è il livello di accessibilità dell'habitat (non considerato) e  $S_{jr}$  indica la sensibilità dell'habitat *j* rispetto alla

minaccia  $r$ . I pesi  $w_r$  nella formula sono normalizzati, quindi non rileva il valore assoluto ma le proporzioni tra i diversi pesi.

Il valore di qualità  $Q$  della cella  $x$  relativo all'habitat  $j$  viene valutato sottraendo agli indici iniziali di *suitability* dell'ecosistema, l'effetto delle minacce tramite una funzione di semi saturazione (Sharp et al., 2016):

$$Q_{xj} = H_j \left( 1 - \frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right)$$

Dove  $H_j$  è il valore di compatibilità delle specie con la classe  $j$  di uso e copertura del suolo,  $z$  è una costante, posta dagli sviluppatori pari a 2,5, e  $k$  è la costante di semi saturazione da inserire nell'interfaccia.

I risultati delle formule descritte per  $D_{xj}$  e  $Q_{xj}$  applicate su tutte le celle dell'area di studio rappresentano gli output cartografici del modello, rispettivamente la carta di degrado e quella di qualità degli habitat.

### Valutazione economica

Per quanto riguarda il valore economico da associare a questo servizio, poiché esso è associato a valutazioni complessive della biodiversità si è scelto di fare riferimento a valutazioni come quella di Costanza (Costanza et al.1997 e 2014) che fornisce il valore economico a scala globale di 17 servizi ecosistemici, tra cui anche l'habitat/refugia, suddivisi in 16 biomi. La stima più aggiornata rivista dallo stesso Costanza nel 2014, fa riferimento allo studio condotto da de Groot (de Groot, 2012). I valori economici di questo studio, per alcuni ecosistemi presenti sul territorio italiano (zone umide, praterie e foreste), sono stati anche utilizzati per le valutazioni del Rapporto sul Capitale naturale (Comitato Capitale Naturale, 2018).

Nelle precedenti edizioni, invece, era stato considerato direttamente il valore economico medio globale assunto dal servizio ecosistemico Habitat quality per tutti i biomi indagati da Costanza, poi applicato agli ecosistemi italiani in base al valore dell'indice HQ. La conversione era stata attuata considerando il cambio "euro-dollaro" del 2007 (EURSD<sup>24</sup>), e attualizzato applicando il coefficiente di rivalutazione monetaria per l'anno indagato (2014), ottenendo un valore economico medio pari a 491,26 €/ha.

Per il Rapporto 2018, al fine di migliorare i valori economici, sempre a partire dai valori proposti da Costanza sono stati derivati i valori per gli altri ecosistemi per i quali non sono presenti valori nello studio citato. In particolare, è stata calcolata la media pesata del valore economico sugli ecosistemi per i quali si dispone del dato (zone umide, praterie e foreste), utilizzando come peso le superfici effettivamente associate a quegli ecosistemi nel territorio italiano. Si ottiene un valore medio di 974,46 id\$2007/ha.

Tenuto presente che la *suitability* rappresenta il grado di "disponibilità di habitat" in una data classe d'uso e copertura del suolo, può essere utilizzato per ricostruire una distribuzione dei valori

---

<sup>24</sup> cambi.bancaditalia.it

economici a partire dal valore medio. I risultati sono riportati nella Tabella 19 Valori economici per tipologia di Habitat Tabella 19. Per zone umide e praterie e per le foreste viene comunque utilizzato il valore originale di Costanza (nella tabella con fondo grigio). Il valore economico degli altri ecosistemi è stimato scalando il valore economico medio sopra richiamato di 974,46 Id\$2007/ha sui diversi Habitat utilizzando come parametro il rapporto tra i valori dell'Habitat suitability associata ad un dato Habitat e il valore medio della stessa suitability calcolato utilizzando come pesi le superfici effettivamente coperte dagli Habitat (0,91).

Il valore economico massimo da moltiplicare per l'indice HQ di ciascuna porzione di territorio è ricavato sulla base del valore economico medio, calcolato come media pesata sulle superfici, utilizzando il valore medio dell'indice di suitability, pesato anch'esso sulle superfici, come fattore di proporzione, come evidenziato nella Tabella 19 in cui sono riportati i valori utilizzati per il 2018. Il valore (in dollari internazionali 2007) è convertito a euro 2007 attraverso il PPP<sup>25</sup> e successivamente attualizzato applicando il coefficiente di rivalutazione monetaria<sup>26</sup> per l'anno 2017. Il valore economico massimo così determinato è pari a 1000,9 €/ha.

**Tabella 19 Valori economici per tipologia di Habitat**

Classe	Tipologie di habitat	Suitability	Valore id\$ 2007/ha	Valore €/ha 2017
1	Spiagge, dune e sabbie	0,74	794,4	740,6
2	Corpi idrici permanenti	0,83	891	830,7
3	Zone umide	0,96	12452	11609,1
4	Praterie	0,86	1214	1131,8
5	Cespuglieti	0,81	869,6	810,7
6	Foreste di latifoglie	0,93	862	803,6
7	Foreste di conifere	0,82	862	803,6
8	Aree interne con vegetazione scarsa o assente	0,55	590,4	550,4
9	Superfici agricole a uso intensivo	0,26	279,1	260,2
10	Superfici agricole a uso estensivo	0,52	558,2	520,4
11	Edifici e altre aree artificiali	0,09	96,6	90,1
12	Aree aperte urbane	0,27	289,9	270,3
	Media pesata sulle superfici	0,58	633,2	590,4

#### 4.3.3 Produzione agricola

Per quanto riguarda la produzione agricola la metodologia utilizzata per il 2016 e 2017 si è appoggiata ai valori economici dell'Agenzia delle Entrate, i Valori Agricoli Medi<sup>27</sup>, determinati dalla Commissione Provinciale Espropri e pubblicati ufficialmente sui Bollettini Ufficiali Regionali, con la

<sup>25</sup> (<https://data.oecd.org/conversion/purchasing-power-parities-ppp.htm>) pari a 0,81 per il 2007

<sup>26</sup> rivaluta.istat.it pari a 1,151 dal 2007 al 2017

<sup>27</sup> Tutti i Valori Agricoli Medi vengono pubblicati ogni anno, per ogni regione, su <http://www.agenziaentrate.gov.it/wps/content/Nsilib/Nsi/Documentazione/omi/Banche+dati/Valori+agricoli+medi/>

principale finalità delle procedure di espropriazione per pubblica utilità delle aree non edificabili. I valori espressi in euro per ettaro sono forniti per ciascuna delle regioni agrarie, livello territoriale utilizzato dall'ISTAT per l'acquisizione di dati statistici ed economici in campo agricolo, che corrispondono a più di 800 gruppi di comuni costituiti "secondo regole di continuità territoriale omogenee in relazione a determinate caratteristiche naturali ed agrarie e, successivamente, aggregati per zona altimetrica" (ISTAT, 2005). Le tipologie colturali presenti nelle tabelle dei Valori Agricoli Medi sono state aggregate e associate alle diverse classi di uso e copertura del suolo nelle classi agricole. Non esistendo una corrispondenza perfetta, si è dovuto procedere in maniera specifica per ciascuna regione agraria e per ciascuna classe di uso e copertura del suolo, aggregando e mediando quelli tra i Valori Agricoli Medi che meglio la rappresentassero. La stima del valore della produzione agricola non ha riguardato esclusivamente i terreni propriamente agricoli ma anche quelli destinati alla produzione di foraggio (prati) e al pascolo, con i rispettivi valori VAM.

In tal modo è stato possibile associare a ciascuna delle classi di uso e copertura del suolo ed in ciascuna regione agraria i valori corrispondenti, ottenendo un risultato in €/ha che rappresenta una *proxy* per la stima del valore di stock relativo alla risorsa suolo agricolo, da integrare con altre valutazioni. Si tratta dunque di una stima di tipo puramente economico e non corrispondente a valori di tipo biofisico del servizio, e comunque affetta dalla incertezza derivante dalla diversa finalità per la quale i VAM sono costruiti.

Per il futuro sarà verificata la possibilità di adottare una valutazione integrativa, per assegnare i valori biofisici ed economici alle singole superfici potenzialmente coltivabili (anche in funzione della tipologia di suolo e di coltura) e tenendo conto della non indipendenza e dei tradeoffs tra i servizi.

### **Valutazione economica**

Per il 2018 viene introdotta una nuova metodologia per la valutazione economica che prevede la valutazione del flusso di servizio attraverso la valutazione biofisica ed economica della produzione effettiva. Tale stima viene effettuata sulla base dell'aggregazione in macro-classi dei dati provinciali ISTAT sulla produzione agricola, per poter utilizzare come valori economici i valori di mercato dei prodotti. Le fonti di informazioni su produzioni e prezzi sono oltre all'ISTAT, i dati ISMEA (<http://www.ismeamercati.it/dati-agroalimentare/indice-prezzi>) e il database RICA con valori di produzione e prezzi disponibili a scala sia nazionale che regionale al 2015 (<http://arearica.crea.gov.it>) in €/ha. Le diverse tipologie di produzione sono state associate in raggruppamenti semplificati identificati come "Macro classi" di produzione: seminativi, vigneti, frutteti e frutti minori, oliveti, prati stabili. Le superfici agricole attribuite alle diverse produzioni sono quindi state aggregate secondo queste macroclassi. Poiché ciascuna macro classe rappresenta ovviamente più coltivazioni, i dati ISTAT sono stati mediati su ciascuna macro classe utilizzando come peso la superficie occupata da ciascuna coltura e i valori medi sono stati poi spazializzati su tutte le province.

#### Macroclassi di produzione agricola

- **Seminativi:** frumento tenero, frumento duro, segale, orzo, avena, mais, sorgo, altri cereali, fava da granella, fagiolo, pisello proteico, pisello da granella, cece, lenticchia, patata primaticcia, patata comune, batata o patata dolce, fava fresca, fagiolo e fagiolino, pisello,

aglio e scalogno, barbabietola da orto, carota e pastinaca, cipolla, porro, rapa, ravanella, asparago, bietola da costa, broccoletto di rapa, carciofo, cavolo cappuccio, cavolo verza, cavolo di bruxelles, altri cavoli, cavolfiore e cavolo broccolo, finocchio, indivia (riccia e scarola), lattuga, radicchio o cicoria, prezzemolo, sedano, spinacio, cetriolo da mensa, cetriolo da sottaceti, cocomero, fragola, melanzana, peperone, popone o melone, zuccina, colza, girasole, ravizzone, soia, canapa, lino, cotecotecotecotecote, barbabietola da zucchero, tabacco, mais ceroso, orzo in erba, orzo ceroso, loietto, altri erbai monofiti, graminacee, leguminose, altri miscugli, erba medica, lupinella, sulla, altre specie, pomodoro, pomodoro da industria, riso

- **Vigneti:** uva da tavola, uva da vino
- **Frutteti e frutti minori:** arachide, melo, pero, albicocca, ciliegio, pesco, nettarina, susino, nespolo del giappone, nocciole, mandorle, pistacchi, fichi, cotogne, loti, melograne, ribes rosso, ribes nero, lamponi, uva spina, altre bacche, actinidia o kiwi, carrubo, fichi d'india, nespolo comune, arancio, mandarino, clementina, limone, pompelmo, bergamotto, cedro, chinotto
- **Oliveti:** olive
- **Prati stabili:** prati avvicendati polifiti, prati permanenti.

Al fine di tenere conto dell'effetto di disturbo delle aree artificiali sulla capacità dei suoli circostanti, che si riflette anche sulla produzione agricola, viene considerata una distanza di 20 m intorno a ciascuna area artificiale, nella quale si ritiene credibile che l'effetto di disturbo non abbia più effetto. In questi primi 20 m si considera una capacità produttiva nulla, al pari delle aree artificiali.

I valori ottenuti dalla stima economica sono dunque relativi sia al valore di stock calcolato attraverso il VAM come sopra descritto, che rappresenta una perdita di capitale una tantum, sia ai valori del flusso di servizio attraverso le singole produzioni, che è un valore invece su base annua. Si specifica che tali valori non devono essere sommati per evitare il doppio conteggio.

Restano come aspetti aperti a miglioramenti futuri, al fine di considerare nei confronti tra i diversi anni anche il contributo delle aree attualmente non coltivate, la possibilità di valutare in modo specifico la produttività potenziale, in particolare di prati e pascoli, e la produttività potenziale dei suoli non consumati in ambito urbano o soggetti ad un consumo reversibile. A questo si aggiunge il miglioramento dei dati ottenibile integrando informazioni sulla fertilità e sulla qualità dei suoli e sulle pratiche agricole, anche per tenere conto di rotazione e variazione colturale. In futuro sarà opportuno anche dare attenzione alla possibilità di utilizzare valori economici di servizi potenziali secondari (es. costi per alimentazione animale al posto del prezzo del foraggio) e esplorare la possibilità di una rappresentazione dell'intera filiera nel valore economico dei prodotti, anche attraverso indicatori sintetici.

#### 4.3.4 Produzione legnosa

La produzione di materie prime legnose è un servizio ecosistemico di approvvigionamento, garantito in larga misura dalle superfici forestali naturali e dagli impianti di arboricoltura da legno. La produzione riguarda legna e legname (rispettivamente da ardere o trasformazione) reso disponibile in termini di legname maturo asportabile.

Nella valutazione di questo servizio è necessario valutare la copertura attuale dei diversi ecosistemi forestali, la cui estensione potenziale è determinata dall'insieme di condizioni ambientali (clima, geomorfologia, idrografia, suoli, biogeografia) (Blasi et al. in Comitato Capitale Naturale, 2018). L'analisi delle variazioni di uso del suolo (ISPRA, 2016) mostra l'espansione del bosco oltre che della superficie urbanizzata, a scapito delle superfici agricole. In modo particolare, sono i terreni seminativi e le altre colture nell'alta collina a subire le maggiori perdite a favore delle superfici forestali, in seguito a fenomeni di abbandono delle attività agricole e alla conseguente ricolonizzazione da parte di arbusti ed alberi. La ripresa di copertura forestale, presente in alcune zone, va valutata con attenzione rispetto alla capacità di ripresa del servizio ecosistemico inclusa la funzione produttiva. Infatti, mentre boschi e foreste naturali o gli impianti con una corretta gestione forestale mantengono una buona capacità produttiva, che dipende dalla tipologia forestale dei popolamenti e dallo stadio del ciclo evolutivo, nel caso delle foreste di ripresa a seguito di fenomeni di abbandono, i servizi ecosistemici non hanno la stessa potenzialità.

Come nel caso della produzione agricola, anche per la produzione legnosa l'artificializzazione di superfici precedentemente forestali produce un azzeramento del servizio ecosistemico. I fattori di tipo gestionale influenzano il valore assegnato alla produttività che dipende dalla funzione assegnata a una determinata superficie forestale. A seconda della finalità, ad esempio boschi in aree protette per la conservazione della biodiversità o di protezione idrogeologica di abitati a valle o per ricavarne diversi assortimenti (come legna da ardere o legname da opera), si associano diversi valori di mercato (ISPRA, 2016). Di conseguenza il reperimento dei dati necessari per la valutazione di questo servizio a scala nazionale è risultato allo stato attuale impossibile.

### **Valutazione economica**

Per questo motivo la stima è stata eseguita nel 2016 e 2017 con lo stesso procedimento applicato per la produzione agricola, valutando direttamente in termini economici lo stock di risorsa perduta, utilizzando come proxy il valore delle aree espresso dai VAM associati ai boschi. Mediante la spazializzazione dei VAM, applicati alle classi della copertura del suolo "Boschi e area a copertura alberata" viene assegnato a ciascuna unità di superficie un valore economico. Il valore del servizio ecosistemico è nullo in tutte le classi di copertura non forestale pertanto il cambiamento da copertura forestale a qualsiasi altra classe, comporta un annullamento del servizio.

Anche rispetto a questo servizio grazie ai confronti condotti con la comunità scientifica è emersa per il 2018 la necessità di integrare l'approccio basato sui Valori Agricoli Medi, che produce un valore di stock, con una valutazione del flusso di servizio. Poiché allo stato attuale, anche in conseguenza della interruzione da parte dell'ISTAT della pubblicazione dei dati relativi, non esiste un modo per valutare in modo specifico la produzione, il metodo adottato utilizza i valori delle utilizzazioni su base nazionale considerati i per il calcolo del "*carbon stock change*" relativo alla biomassa epigea con il modello For-est (ISPRA, 2018; Federici et al, 2008). Il valore medio annuale (calcolato come media sui valori degli anni 2014-2015-2016) delle utilizzazioni per il periodo di riferimento in termini di volume, viene qui utilizzato per rappresentare il valore biofisico del flusso di servizio ecosistemico.

In termini economici ai volumi di biomassa così valutati è possibile applicare il prezzo di mercato per il periodo di riferimento. Una valutazione per l'Italia, specifica per la zona della valle di Fassa e di Fiemme, riportata in letteratura (Haya et al, 2015), indica valori medi dei prezzi di mercato

rispettivamente tra 95 €/m<sup>3</sup> e 98 €/m<sup>3</sup> per il tondo su strada, 24 €/m<sup>3</sup> per la legna da ardere e per il cippato 21 €/m<sup>3</sup>. Tenendo presenti le proporzioni della produzione tra tali destinazioni produttive si ottiene un valore economico come media pesata di 82,14 €/m<sup>3</sup> al 2010, che rivalutato al 2015<sup>28</sup> corrisponde a 88.15 €/m<sup>3</sup>.

#### 4.3.5 Impollinazione

L'impollinazione è un servizio ecosistemico di fondamentale importanza poiché costituisce uno dei fattori di produzione dell'agricoltura (Zhang *et alii*, 2007). Secondo una stima in ambito Europeo, il valore economico di questo servizio ecosistemico è intorno ai 14 miliardi di euro annui, pari al 10% del valore della produzione agricola per l'alimentazione umana (Unione Europea, 2013).

Per il suo ruolo "intermedio" tra suolo e funzioni produttive alcune classificazioni non lo considerano tra i servizi ecosistemici del suolo (CICES). Tuttavia, poiché dall'impollinazione dipende la fecondazione e la produttività di moltissime colture, nonché di piante spontanee (Klein *et al.*, 2007), ed è fornito da molti organismi animali tra cui api e bombi, il suo valore è, insieme ad altri, un indicatore non solo di utilità per il settore agricolo ma anche di benessere dell'intero ecosistema.

L'impollinazione è uno dei servizi ecosistemici maggiormente a rischio a causa dei fenomeni di degrado del suolo, in primo luogo l'urbanizzazione e infrastrutturazione del territorio a scapito delle aree naturali, ma anche l'intensificazione dell'agricoltura e l'utilizzo massiccio di insetticidi, erbicidi e fertilizzanti. Secondo una valutazione a scala europea (IUCN, 2015), circa il 9,2% delle specie di api sono attualmente a rischio estinzione, principalmente a causa della frammentazione degli habitat, che incide fortemente sulla rete di impollinazione (Xiao *et al.*, 2016).

Questo servizio dipende dalla disponibilità di habitat di nidificazione e risorse floreali, dalla distanza di foraggiamento degli impollinatori e dal clima (Nogué *et al.*, 2016), ovvero dalla distanza percorribile al fine di accedere alle fonti di nettare e pollini.

Per la valutazione sul territorio italiano sono state selezionate 50 specie di impollinatori (api e bombi) tra le più diffuse nell'intero territorio nazionale<sup>29</sup> (Tabella 20 – Principali specie impollinatrici sul territorio italiano).

**Tabella 20 – Principali specie impollinatrici sul territorio italiano**

<i>Andrena (Agandrena) agilissima</i>	<i>Andrena (Euandrena) bicolor</i>	<i>Andrena (Plastandrena) carbonaria</i>
<i>Andrena (Simandrena) dorsata</i>	<i>Andrena (Zonandrena) flavipes</i>	<i>Andrena (Andrena) morio</i>
<i>Andrena (Micrandrena) minutuloides</i>	<i>Andrena (Melandrena) nigroaenea</i>	<i>Andrena (Notandrena) nitidiuscula</i>

<sup>28</sup> coefficiente 1,075 dal 2010 al 2015. Rivaluta.istat.it

<sup>29</sup> Ricerca prodotta da ISPRA nell'ambito del progetto Life SAM4CP - alcune fonti tra le altre: portale BWARS.com; Intoppa F., Piazza M.G., 1999, "Flora spontanea bottinata dai bombi in Molise", Atti Convegno Apilombardia1998, Minoprio (Como) 25-27 settembre 1998: 157-164; Ricciardelli D'Albore G., Intoppa F., 2000, "Fiori e api. La flora visitata dalle api e dagli Apoidei in Europa", Calderini, Edagricole, Bologna: 253 pp). Per un dettaglio completo sulle fonti utilizzati si rimanda al report di progetto, Azione B1

<i>Andrena (Chlorandrena) taraxaci</i>	<i>Anthidium (Anthidium) manicatum</i>	<i>Anthophora (Lophanthophora) dispar</i>
<i>Anthophora (Anthophora) plumipes</i>	<i>Bombus (Megabombus) hortorum</i>	<i>Bombus (Thoracobombus) humilis</i>
<i>Bombus (Melanobombus) lapidaries</i>	<i>Bombus (Bombus) lucorum</i>	<i>Bombus (Thoracobombus) pascuorum</i>
<i>Bombus (Pyrobombus) pratorum</i>	<i>Bombus (Megabombus) ruderatus</i>	<i>Bombus (Bombus) terrestris</i>
<i>Ceratina (Ceratina) cucurbitina</i>	<i>Colletes succinctus</i>	<i>Dasypoda (Dasypoda) altercator</i>
<i>Eucera (Eucera) longicornis</i>	<i>Eucera (Eucera) nigrescens</i>	<i>Halictus (Hexataenites) scabiosae</i>
<i>Halictus (Hexataenites) sexcinctus</i>	<i>Halictus (Tythhalictus) maculatus</i>	<i>Heriades (Heriades) truncorum</i>
<i>Hoplitis (Hoplitis) adunca</i>	<i>Hoplitis (Hoplitis) anthocopoides</i>	<i>Hylaeus (Hylaeus) angustatus</i>
<i>Hylaeus (Hylaeus) communis</i>	<i>Hylaeus (Paraprosopis) clypearis</i>	<i>Lasioglossum (Evylyaeus) calceatum</i>
<i>Lasioglossum (Lasioglossum) leucozonium</i>	<i>Lasioglossum (Dialictus) nitidulum</i>	<i>Lasioglossum (Evylyaeus) pauxillum</i>
<i>Lasioglossum (Dialictus) villosulum</i>	<i>Megachile (Chalicodoma) parietina</i>	<i>Megachile (Eutricharaea) rotundata</i>
<i>Osmia (Osmia) bicornis</i>	<i>Osmia (Helicosmia) caerulea</i>	<i>Osmia (Helicosmia) cornuta</i>
<i>Osmia (Helicosmia) leaiana</i>	<i>Panurgus (Panurgus) calcaratus</i>	<i>Stelis (Stelidomorpha) nasuta</i>
<i>Tetraloniella (Tetraloniella) salicariae</i>	<i>Xylocopa (Xylocopa) violacea</i>	

Inoltre sono state analizzate le loro caratteristiche associate alle diverse classi di uso e copertura del suolo, in termini di disponibilità di ospitare le specie impollinatrici, secondo le tipologie di nidificazione (canneti; rocce, rupi e bracciai; mura; steli delle piante; suolo; legno morto). Il territorio italiano è stato a tal fine suddiviso in base alla fascia altimetrica (meno di 800 m, da 800 a 1.600 m, da 1.600 a 2.100 m, oltre 2.100 m all'altitudine) e alle tre ecoregioni principali (mediterranea, continentale e alpina), considerando per ciascuna delle aree risultanti una vegetazione diversa e periodi di produzione di pollini differenti.

Attraverso questi valori viene stimata prima l'abbondanza di impollinatori in ciascuna area considerata come "sorgente" e successivamente la sua distribuzione, sulle superfici agricole da impollinare, ovvero l'indice potenziale di abbondanza di impollinatori che raggiungono un'area agricola.

Per valutare questo servizio viene utilizzato il modello di InVEST Crop pollination<sup>30</sup>, che restituisce come output mappe di abbondanza in termini di indice di disponibilità di impollinatori per un'area

<sup>30</sup> Nelle prime applicazioni è stato utilizzato il modello relativo alla versione di InVEST 3.3.0. L'ultima versione (3.3.3) prevede dei dati di input e un procedimento leggermente diversi secondo la versione aggiornata della guida in Sharp et al. (2016).

agricola da impollinare (valori 0-1), che rappresenta il grado di dipendenza delle coltivazioni dall'impollinazione.

Per ciascuna unità di superficie, la stima dell'abbondanza delle specie impollinatrici è basata sulla idoneità dell'area alla nidificazione delle specie e sulla presenza di cibo (fiori) nelle celle adiacenti, in funzione della distanza di volo delle specie, attribuendo un peso maggiore alle celle più vicine rispetto alle celle distanti. L'abbondanza di impollinatori (*pollinator abundance* -  $P$ ) di una specie  $\beta$  per un pixel  $x$  è calcolata come (Tallis et al., 2013):

$$P_{x\beta} = N_j \frac{\sum_{m=1}^M F_{jm} e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{m=1}^M e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}$$

Dove  $N_j$  è l'idoneità della classe di uso e copertura del suolo  $j$  ad ospitare le tipologie di nidificazione,  $F_j$  è l'ammontare relativo di risorse floreali prodotte da  $j$ ,  $D_{mx}$  è la distanza euclidea tra  $x$  e la cella  $m$  e  $\alpha_\beta$  è la distanza prevista per la specie impollinatrice. Per garantire un'analisi accurata,  $\alpha_\beta$  deve necessariamente avere valori maggiori rispetto alla dimensione dei pixel della mappa di uso e copertura del suolo utilizzata. Una distanza inferiore porterà necessariamente a risultati poco significativi.

Il risultato è una mappa di abbondanza, con valori compresi tra 0 e 1 per ciascuna specie, che rappresenta la disponibilità di impollinatori per una potenziale area agricola da impollinare.

Per collegare le aree con abbondanza di impollinatori alle superfici agricole da impollinare, il modello utilizza di nuovo il range di volo per simulare la nutrizione nelle celle vicine. La formula che segue è la simulazione del calcolo per l'abbondanza relativa di specie che viaggiano da un pixel sorgente  $x$  per nutrirsi in un pixel agricolo  $o$  (Winfree et al., 2005; Tallis et al., 2013):

$$P_{ox\beta} = \frac{P_{x\beta} e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{x=1}^M e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha_\beta}}}$$

Il numeratore di questa equazione rappresenta la proporzione di impollinatori, pesata sulla distanza, forniti dalla cella  $x$  che raggiunge la cella  $o$  per rifornirsi di cibo, mentre il denominatore è uno scalare che normalizza questo contributo sul totale dell'area inclusa nella distanza di volo (Winfree et al., 2005). Il totale della cella  $o$  è semplicemente la somma di tutti i contributi delle  $M$  celle.

Dalle applicazioni del 2016 e 2017 è emerso che il modello presenta delle limitazioni, a causa delle approssimazioni necessarie alla valutazione su vasta scala e della mancanza di dati specifici per ogni singola area agricola. Vi sono infatti criticità legate alla stima dell'abbondanza di impollinatori, in particolare per la difficoltà nel reperimento di dati sulla densità dei nidi e sulla disponibilità di risorse. A queste si aggiungono le criticità legate alla dimensione delle aree di nidificazione, considerato che per molte specie esiste una dimensione minima sotto la quale un territorio non può supportarne la sopravvivenza. Infine, come ulteriore criticità, vengono considerate solo le specie selvatiche di impollinatori, trascurando la componente fornita dall'apicoltura.

## Valutazione economica

La valutazione economica di questo servizio si basa sul valore economico complessivo di impollinazione (EVIP) disponibile anche per l'Italia dal 1991 al 2009 (Leonhardt et al., 2013), che si basa a sua volta sulla quantificazione del valore globale del servizio di impollinazione in funzione del valore della produzione agricola (Gallai et al., 2009), che pone il servizio al 9,5% del valore della produzione agricola mondiale utilizzata per l'alimentazione (valore al 2005). Per l'Italia il valore dell'EVIP medio annuale è pari a 2,02 miliardi di euro mentre il valore per area agricola è pari a 18.016 (EVIP in €/Km<sup>2</sup>), considerando le principali colture dipendenti da impollinatori (mele, pesche e pesche noci, pere) con un valore della deviazione standard pari a 0,29. Sulla base di questi valori sono stati calcolati i due valori di minimo e massimo per unità di superficie agricola pari a), considerati valori del 2009 (Leonhardt et al., 2013).

Attraverso la spazializzazione sulle aree agricole in base 15.430 e 20.602 (EVIP in €/Km<sup>2</sup> all'indice di disponibilità di impollinatori potenziali ottenuto dal modello InVEST, è possibile calcolare il valore del servizio per diverse aree di riferimento con un valore economico minimo e massimo.

Per il 2018 viene utilizzato il medesimo valore di riferimento sopra richiamato tra 15.430 e 20.602 (€/Km<sup>2</sup> 2009), già utilizzato nelle precedenti edizioni, attualizzato all'anno 2015 attraverso il coefficiente di rivalutazione monetaria<sup>31</sup>. Il valore è rappresentato dall'intervallo di 169,27 €/ha – 226 €/ha.

### 4.3.6 Regolazione del microclima

Tra gli effetti sull'ambiente dovuti alla continua espansione del fenomeno del consumo di suolo, la modificazione del microclima urbano rappresenta un aspetto di grande importanza, soprattutto perché nelle città è concentrata la maggior parte della popolazione italiana (ISPRA, 2016), e nelle aree urbane si presentano gli effetti della cosiddetta "isola di calore", determinata dall'incremento delle temperature superficiali dovuto al calore accumulato dalle superfici artificiali durante il giorno, che si ripercuote anche sui valori notturni specie in condizioni di stabilità atmosferica.

La situazione è particolarmente critica sulle regioni dell'area mediterranea, dove negli ultimi 40 anni sono stati osservati aumenti della temperatura media annuale ed estiva rispettivamente di 1.0 °C e 1.8 °C (Giorgi e Lionello, 2008). Questo ha un effetto diretto e importante sulla salute dei cittadini, con un crescente impatto sulla popolazione in termini di aumento della mortalità legata a patologie da caldo, con effetti particolarmente intensi nei paesi dell'Europa meridionale. Quando gli scenari prevedono aumenti medi della temperatura di circa 2 °C (come quella osservata nel periodo più caldo nelle nostre città in aree con un incremento di 40 ha/km<sup>2</sup> di suolo consumato) si stima un aumento dei decessi legati al caldo in aree urbane anche di 2-3 volte rispetto alla situazione attuale (Stern, 2006).

La copertura del suolo influenza la potenziale capacità di raffreddamento da parte delle infrastrutture verdi. Nel suolo non artificiale, infatti, in presenza di temperature dell'aria più elevate, l'umidità diminuisce a causa dell'evaporazione, con benefici effetti termici. Inoltre, il suolo fornisce il substrato per la vegetazione, che fornisce a sua volta il raffreddamento attraverso

---

<sup>31</sup> rivaluta.istat.it

l'ombreggiatura e l'evapotraspirazione. Se la vegetazione soffre la traspirazione diminuisce (Pickett et al., 2011). La vegetazione potrebbe persino perdere foglie e di conseguenza l'effetto di ombreggiamento sarà compromesso (Van der Meulen et al., 2016).

L'impatto della regolazione della temperatura da parte del sistema suolo-vegetazione sul benessere umano è fortemente dipendente dai collegamenti spaziali locali tra la fornitura potenziale e l'uso di questo servizio, dunque ha caratteristiche valutabili alla scala locale. Il consumo di suolo, o meglio la percentuale di area non sigillata, è un parametro rilevante poiché il terreno aperto è l'habitat più favorevole alla vegetazione per fornire servizi di mitigazione delle isole di calore (Van der Meulen et al., 2018).

L'aumento dell'artificializzazione del suolo contribuisce a questo fenomeno, poiché determina condizioni termiche particolarmente critiche soprattutto durante il periodo estivo. Gli impatti termici, che sono naturalmente risultati diversificati in funzione del periodo diurno e notturno e della stagione, sono dipendenti anche dalla dimensione e morfologia dell'area urbana con una robusta correlazione tra il tasso di suolo consumato e la temperatura superficiale (Morabito et al., 2016)<sup>32</sup>.

Partendo da tale considerazione è possibile affermare che un aumento di suolo consumato è associato a un aumento della temperatura superficiale pari a 0.6 °C ogni 20 ha di incremento (0.6 °C/20 ha/km<sup>2</sup>). Tale aumento, inoltre, è risultato essere ancora più elevato nel periodo più caldo dell'anno (0.9 °C/20 ha/km<sup>2</sup>). Tra il 2013 e il 2015, il consumo di suolo in Italia ha portato un aumento di densità media di 0,081 ha/km<sup>2</sup>. Considerando la proporzionalità con i dati sperimentali di 0.9 °C/20 ha/km<sup>2</sup>, è possibile stimare un aumento di temperatura medio nelle aree costruite, dovuto all'aumento di densità tra il 2013 e il 2015, pari a 0,004 °C.

A questo aumento termico, associato al consumo di suolo, è possibile associare l'incremento di costo sul settore energetico. Già è noto che per l'Europa meridionale l'effetto dei cambiamenti climatici avrà effetti importanti sulla spesa energetica a causa di una polarizzazione dei picchi di consumo verso il sud (Wenz et al, 2017). In particolare, uno dei maggiori impatti sarà dovuto all'aumento della domanda per l'utilizzo dei condizionatori in estate (associati all'aumento dei *cooling degree days*) e la riduzione del riscaldamento invernale (associati alla diminuzione degli *heating degree days*). Il primo effetto determinerà un sensibile aumento dei costi soprattutto nei paesi dell'Europa meridionale, tra cui l'Italia. Alcuni autori (Aebischer et al., 2007) prevedono una riduzione di circa il 10% della richiesta di energia dedicata al riscaldamento nel caso di un aumento medio della temperatura nella stagione invernale di 1 °C. Nel periodo estivo, invece, un aumento medio della temperatura di 2 °C aumenterà più del doppio la richiesta di energia per l'utilizzo dei condizionatori.

La stima dell'incremento di costo energetico è effettuata (ISPRA, 2016) sulla base dell'incremento della richiesta di climatizzazione estiva a fronte di un incremento di temperatura esterna superiore a quello di 2°C, aumentato dall'incremento di superfici artificiali di ulteriori 0,004 °C. Considerato che il flusso termico da smaltire e il relativo costo sono proporzionali alla differenza tra le

---

<sup>32</sup> Lo studio ha quantificato l'impatto di differenti densità di suolo consumato (dati ISPRA, 2015) sullo stato termico superficiale in alcune principali città italiane quali Milano, Bologna, Firenze e Roma mediante dati satellitari NASA della missione MODIS.

temperature interna ed esterna e che aumentano proporzionalmente anche l'energia assorbita e il costo energetico, la valutazione porta ad una stima di incremento di spesa pari a circa 0,12 €/mese per ciascuna unità abitativa<sup>33</sup> dovuto al consumo di suolo tra il 2013 e il 2015.

Riportando tali valori rispetto al numero di abitazioni occupate da residenti, aggiornato al 2018<sup>34</sup>, è possibile stimare in 2.921.918 €/mese i maggiori costi dovuti al consumo di suolo, nel caso di un tempo di funzionamento dell'impianto di climatizzazione pari a 8 ore/giorno. Supponendo un utilizzo dell'impianto per 3 mesi all'anno, i costi complessivi risulteranno pari a 8.765.754 €/anno a partire dall'anno 2015; tenendo conto, invece, di un impiego dell'impianto per sole 2 ore giornaliere, si avrà un costo annuale di 2.191.438 €.

Si tratta, evidentemente, di una stima preliminare in grado di dare un ordine di grandezza degli effetti economici della modificazione del microclima urbano ma che necessiterebbe, per essere confermata, di ulteriori approfondimenti e dati più dettagliati in merito alle seguenti variabili: classe energetica degli edifici, volumi da climatizzare, latitudine ed esposizione delle abitazioni, potenze e caratteristiche dei condizionatori, ore medie di funzionamento, etc. Si evidenzia, inoltre, che sono stati considerati solo gli aspetti legati al raffrescamento estivo delle abitazioni residenziali. Ulteriori approfondimenti dovranno tenere in considerazione anche la componente, tutt'altro che trascurabile, degli altri edifici (uffici, servizi, attività produttive, etc.), così come le conseguenze sulla popolazione in termini sanitari e sulle risorse idriche.

#### 4.3.7 Rimozione di particolato e ozono

Tra i servizi ecosistemici di regolazione, un ruolo importante riguarda il miglioramento della qualità dell'aria (Manes *et al.*, 2012). Attualmente, l'esposizione a inquinanti atmosferici è il principale fattore di rischio ambientale in Europa (EEA, 2014). In tale contesto, per l'Italia si stima il maggior numero di morti premature da inquinanti atmosferici (8.440; EEA, 2015).

Il servizio ecosistemico è stimato attraverso la rimozione di due inquinanti atmosferici, particolato atmosferico (PM<sub>10</sub>) e ozono troposferico (O<sub>3</sub>), da parte degli ecosistemi forestali per l'intero territorio nazionale. Gli ecosistemi forestali, per l'elevato rapporto superficie fogliare/volume, contribuiscono in modo rilevante al processo di rimozione di inquinanti dall'atmosfera, in particolare grazie alla capacità di assorbimento fogliare di O<sub>3</sub> e di adsorbimento di PM<sub>10</sub>.

La stima è effettuata utilizzando la classificazione degli ecosistemi per l'Italia<sup>35</sup> (Blasi *et al.*, 2016; Capotorti *et al.*, 2015), e i dati di rimozione di inquinanti ottenuti in una ricerca relativa a 10 città

---

33 Ipotesi di climatizzazione di un appartamento di superficie pari a 40 m<sup>2</sup> situato nella città di Roma, condizionatore di tipo "split" da circa 6 kW e di classe energetica A, con consumo medio di 0,18 €/kWh, per 8 ore al giorno nella stagione estiva, nella condizione più gravosa che si verifica durante il mese di luglio, temperatura interna da norma UNI 11300-1:2014 pari a 26 °C e una temperatura esterna media mensile di 27,6 °C, relativa al mese di luglio (dati meteo Stazione Roma Ciampino 2015), differenza di temperatura tra ambiente interno da climatizzare ed ambiente esterno pari a 1,6 °C, costo medio mensile "base" pari a 53 €/mese. Con un incremento di 2°C della temperatura esterna, con un quasi raddoppio della differenza termica, si ha un raddoppio dei costi energetici che può essere stimato, pari a circa 106 €/mese.

34 N. abitazioni occupate da residenti (fonte: Istat, 15° Censimento generale della popolazione e delle abitazioni 2011, [http://www.istat.it/it/files/2014/08/Nota-edifici-e-abitazioni\\_rev.pdf?title=Edifici+e+abitazioni+-+11%2Fago%2F2014+-+Testo+integrale.pdf](http://www.istat.it/it/files/2014/08/Nota-edifici-e-abitazioni_rev.pdf?title=Edifici+e+abitazioni+-+11%2Fago%2F2014+-+Testo+integrale.pdf)) aggiornato al 2018 in proporzione all'incremento di suolo consumato nel periodo 2012-2017

35 Dati estratti dalla Carta degli Ecosistemi, realizzata da un vasto gruppo di lavoro coordinato da C. Blasi, di proprietà del MATTM, Direzione Generale Conservazione della Natura, nell'ambito di una Convenzione attivata dal MATTM con la SBI relativa al supporto per l'implementazione del Progetto MAES in Italia.

metropolitane italiane che comprendono vaste aree di territorio (Manes *et al.*, 2016) che utilizza le concentrazioni di PM<sub>10</sub> e O<sub>3</sub> su scala nazionale, ottenute mediante il modello AMS-MINNI sulla qualità dell'aria (Mircea *et al.*, 2014). In ambiente GIS, attraverso un modello di deposizione (Escobedo e Nowak, 2009), è stata stimata la quantità di PM<sub>10</sub> adsorbita dalle superfici fogliari, ricavando da dati MODIS l'indice di area fogliare (LAI) delle coperture forestali analizzate; l'assorbimento di O<sub>3</sub> è stato stimato utilizzando un modello di conduttanza stomatica, e di dati di conduttanza stomatica riportati nella letteratura scientifica per le tipologie forestali considerate. Le tipologie di ecosistemi analizzate nel presente lavoro raggruppate in 7 tipologie fisionomico-strutturali (Boschi a prevalenza di querce caducifoglie, Boschi di faggio, Castagneti, Abetine, Boschi a prevalenza di leccio, Macchia mediterranea, Pinete) non considerano aree agroforestali, vegetazione ripariale, ed ecosistemi erbacei e arbustivi, tranne la macchia mediterranea.

La valutazione monetaria considera i valori di esternalità (costo per tonnellata) dell'inquinamento da PM<sub>10</sub> e da O<sub>3</sub>. Tali valori corrispondono al costo per la società del danno causato dall'inquinamento alla salute umana e all'ambiente. Applicando le esternalità stimate per il territorio italiano, in termini di anni di vita persa (VOLY), più conservativo, e in termini del valore statistico di una vita (VSL) (EEA, 2014), è possibile calcolare l'ammontare monetario relativo alla mancata rimozione dei due inquinanti. Risultano valori tra 284,9-910 €/ha per il PM10 e tra i 234,9 e 693,7 €/ha per O3 (EEA, 2014).

#### 4.3.8 I SE legati al ciclo delle acque

Tra i SE offerti dal suolo quelli legati al ciclo delle acque appaiono allo stato attuale tra i più complessi da valutare. Le principali funzioni del suolo coinvolte riguardano la capacità del suolo di filtrare e purificare (nutrienti e contaminanti), trattenere (ricarica delle falde) e far defluire (deflussi e erosione) le acque piovane. Queste funzioni del suolo, unitamente a quelle dei corpi idrici e delle zone umide, sono interdipendenti e devono essere considerati i molteplici tradeoffs tra i servizi, per valutare in modo appropriato costi e benefici, in particolare con riferimento alle valutazioni di strategie di gestione o policy relative al ciclo delle acque (Brouwer *et al.*, 2013). Diverse concettualizzazioni e esempi applicativi sono presenti in letteratura anche rispetto ai *water ecosystem services* (Martin-Ortega *et al.*, 2015) e mostrano come gli approcci basati sui servizi ecosistemici pur non essendo una "panacea" per risolvere tutti i problemi della valutazione delle risorse ambientali, offrono una opportunità di integrare contesti disciplinari, informazioni ed animare una più efficace partecipazione su come le risorse naturali sono utilizzate.

Con riferimento alle schematizzazioni proposte dai principali riferimenti sui SE come riassunte nel lavoro del MAES Soil Pilot (Van der Meulen *et al.*, 2018) si possono dunque identificare i seguenti gruppi di servizi di regolazione e di approvvigionamento:

- Water purification and soil contamination reduction– purificazione delle acque dai contaminanti, filtrazione dei nutrienti;
- Water regulation and Flood control– Regolazione del ciclo dell'acqua/regolazione del regime idrologico (infiltrazione, deflussi, ricarica delle falde). La mitigazione del rischio alluvioni è compresa in questo servizio di regolazione (secondo alcune classificazioni);
- Erosion - regolazione dell'erosione;
- Fresh water– riserva idrica/ fornitura di acqua potabile e non potabile- ricarica delle falde.

A questi si potranno aggiungere in versioni future la formazione del nuovo suolo, che può essere interpretato come servizio di supporto a tutte le funzioni del suolo, non considerato nella maggior parte delle classificazioni, ma che può essere ricondotto in qualche modo al servizio di protezione dall'erosione, poiché il trattenimento di sedimenti è il primo indispensabile passaggio per la formazione del nuovo suolo.

Il suolo contribuisce alla purificazione dell'acqua attraverso processi fisici, chimici e biologici che provocano fissazione, degradazione e diluizione delle sostanze. La fornitura potenziale di questo servizio dipende dalle proprietà del suolo e dalle caratteristiche specifiche delle sostanze. Nel terreno, inoltre, i batteri presenti degradano naturalmente la contaminazione.

Il suolo è una parte importante anche nel ciclo idrologico. La regolazione dell'acqua è influenzata dalle proprietà del suolo come la struttura e la porosità del suolo, il contenuto di sostanza organica, la capacità di ritenzione idrica e la permeabilità degli orizzonti (strati) del suolo, la pedostratigrafia e la stratigrafia del sottosuolo, la profondità delle acque sotterranee.

Anche la pendenza del suolo e la vegetazione sono rilevanti. Insieme, queste proprietà del suolo determinano l'infiltrazione delle precipitazioni e il tasso di deflusso superficiale. In tal modo, si determina la ricarica delle acque sotterranee, i picchi di flusso, il rischio di alluvioni, i tassi di erosione e il carico di sedimenti nelle acque di inondazione. Anche su questo aspetto i dati europei non sono ancora completamente disponibili (Van der Meulen et al., 2018) ma i dati regionali o nazionali possono essere utilizzati a livello locale, considerando bacini e sottobacini, spazio in un cui si sviluppa e si distribuisce la funzione ecosistemica (Palomo et al. 2013; Santolini e Morri 2017).

Nonostante la numerosa produzione di letteratura in materia di servizi di approvvigionamento e regolazione/supporto, non vi è una consolidata metodologia di valutazione dei servizi legati al ciclo delle acque, soprattutto alla scala nazionale. I servizi di regolazione sono stati infatti studiati con riferimento particolare alla regolazione del clima e stoccaggio di carbonio, mentre gli studi sui servizi di approvvigionamento si sono concentrati sulla produzione di biomasse legnose e sulla produzione alimentare (Adhikari and Hartemink, 2016).

Il tema dei servizi legati al ciclo delle acque è stato esplorato con diversi punti di vista, approcci e scale. In particolare, secondo quanto emerge dalla letteratura (Jónsson, J.Ö.G. et al, 2016) gli studi condotti hanno riguardato soprattutto l'Europa, l'USA e l'Australia/Nuova Zelanda e più di recente la Cina, con riferimento alla qualità e disponibilità delle acque sotterranee e superficiali ad uso energetico, idropotabile e irriguo e con riferimento alle diverse opzioni di valutazione economica. Si evidenziano approcci a scala locale *Gis based* sul servizio di *water flow regulation* (Guo, Z., et al 2000, Morri et al. 2014) o sull'evapotraspirazione (Larondelle, N. et al, 2014), altri che hanno utilizzato il modello InVEST per water quality e soil erosion (Nelson et al, 2009) e altri ancora che hanno correlato le caratteristiche del suolo al servizio di water purification (Keesstra, et al, 2012). Nel progetto MAES Soil promosso dal JRC, in particolare, si richiamano al water retention index (dimensionless, between 0-10) come indicatore del water regulation potential (Maes et al., 2015). Alcune esperienze riguardano la valutazione della capacità di depurazione, la disponibilità dell'acqua e la sua qualità (Reddy 2015; Van Houtven et al., 2014; Watanabe and Ortega, 2011; Byrd et al., 2015; Doods et al., 2013). Altri autori propongono valutazioni di dettaglio a scala locale (Calzolari et al. 2016), anche implementati in sistemi di supporto alle decisioni (Manna et al 2017), della capacità depurativa, riserva di acqua e infiltrazione profonda di acqua attraverso una

valutazione dei processi svolti dal suolo. Un modello proposto per valutare la capacità di purificazione delle acque superficiali è il GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) utilizzato (La Notte, 2015 e 2012) per il calcolo dell'azoto (Grizzetti et al., 2011) su sottobacini. Tale modello è capace di stimare la frazione di azoto trattenuta nel bacino durante il trasporto.

Altre esperienze ancora sui SE legati al ciclo delle acque riportate in letteratura coprono un ampio raggio di valutazioni, tra le quali quelle che utilizzano valutazioni per i servizi offerti dal suolo in funzione delle caratteristiche di uso e copertura. In particolare vi sono quelle che fanno riferimento alla struttura del paesaggio/uso del suolo, quelle che utilizzano modellistica varia ed alcune che utilizzano i modelli di InVEST, come evidenzia la Tabella 21 (Hackbart et al 2017).

**Tabella 21 Studi di interesse per la valutazione dei servizi offerti dal suolo (selezione degli studi che esplicitano aspetti di Landscape structure) Fonte; Hackbart et al, 2017**

<b>Authors</b>	<b>Valuation categories</b>	<b>Type valuation</b>	<b>ESw</b>	<b>Valuation tools/valuation methods</b>
Johnson <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	provision of clean water	InVEST
Li <i>et al.</i> , 2014	Mixed	Indirect valuation	water supply	market value method
Comino <i>et al.</i> , 2014	Economic	Indirect valuation	provision of water	willingness to pay
De Groot <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	provision of water	monetary valuation
Di Sabatino <i>et al.</i> , 2013	Economic	Indirect valuation	freshwater	CORINE
He <i>et al.</i> , 2015	Economic	Indirect valuation	goods and services flow	meta-analysis
Fu <i>et al.</i> , 2014	Economic	Indirect valuation	hydropower	Tradeoffs-InVEST
Xie <i>et al.</i> , 2013	Mixed	Indirect valuation	water conservation	CSLE, others
Willaarts <i>et al.</i> , 2012	Ecologic	Indirect valuation	recreation use	Balance MED
Watanabe and Ortega, 2014	Economic	Direct valuation	groundwater recharge	hydro-carbon model
Vidal-Abarca Gutiérrez and Suárez Alonso, 2013	Ecologic	Direct valuation	freshwater	rank of importance
Van-Oort <i>et al.</i> , 2014	Socio-economic	Direct valuation	water quality	questionnaires
Townsend <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	freshwater	hidrological-land-use-economic
Terrado <i>et al.</i> , 2014	Ecologic	Indirect valuation	water provisioning - drinking water	InVEST

Su <i>et al.</i> , 2012	Ecologic	Indirect valuation	water conservation	Amount water conserved by water intercepted by vegetation canopy, water absorption by litter and water stored by soil under vegetation
Rodríguez <i>et al.</i> , 2015	Ecologic	Direct valuation	provision of water	modelling
Andreopoulos <i>et al.</i> , 2015	Socio-economic	Indirect valuation	irrigation	willingness to pay
Arias <i>et al.</i> , 2011	Economic	Indirect valuation	hydropower	FOR-POWER framework
Brauman <i>et al.</i> , 2014	Mixed	Indirect valuation	provision of water	biophysics models
Byrd <i>et al.</i> , 2015	Ecologic	Direct valuation	provision of water	average recharge and runoff
Fan and Shibata, 2014	Ecologic	Direct valuation	provision of water	hidrological models
Feng <i>et al.</i> , 2012	Economic	Indirect valuation	provision of water	market valuation
Hoyer and Chang, 2014	Ecologic	Indirect valuation	provision of water	InVEST
Liquete <i>et al.</i> , 2011	Mixed	Indirect valuation	purification of water	replacement cost
Blumstein and Thompson, 2015	Ecologic	Direct valuation	hidrologic regulation	InVEST
Fanaian <i>et al.</i> , 2015	Economic	Indirect valuation	hydropower	adjusted market price
Harmáčková and Vačkář, 2015	Ecologic	Indirect valuation	water quality	InVest
Vicent <i>et al.</i> , 2015	Economic	Direct valuation	purification of water	econometric analysis

Anche rispetto alla valutazione economica il contesto non è ancora consolidato e sono proposti approcci e valori molto differenti.

Per l'infiltrazione, o meglio il controllo idrologico attraverso stoccaggio e ritenzione idrica nel suolo, sono stati proposti valori di sostituzione del suolo eroso, spese difensive degli interventi di mitigazione della degradazione, della prevenzione delle inondazioni o i costi di dragaggio, nonché una valutazione contingente sulla propensione a pagare, prezzi edonici e costi evitati (Bond *et al.*, 2011; Colombo *et al.*, 2006; Eastwood *et al.*, 2000; Miranowski and Hammes, 1984; Pimentel *et al.*, 1995; San and Ropera, 2010). In particolare, è stata valutata una stima del valore del servizio ecosistemico di controllo del ciclo delle acque in termini di disponibilità e flusso di acque nel suolo per infiltrazione, attraverso il costo di sostituzione con irrigazione artificiale (Sandhu *et al.*, 2008).

Per la purificazione è stato proposto ad.es. il costo di fornitura del servizio di riciclo dei rifiuti e di decontaminazione assicurato da un pascolo di pecore e bestiame (Dominati, 2014), mentre per il

servizio di filtro di nutrienti il costo di fornitura del servizio e di sostituzione (sempre Dominati,2014).

Sempre sulla purificazione/filtraggio dei nutrienti altri autori (La Notte, 2015) riportano un valore economico valutato come costo di sostituzione del servizio, attraverso il costo di costruzione e mantenimento di bacini di fitodepurazione, ottenendo un valore conservativo di 2463 €/t (anno 2000). Valori economici di inazione (COPI) sono invece considerati da un altro studio (Braat et al. 2008) associati ai SE forniti da diverse classi di uso del suolo CLC. Questo studio fornisce una raccolta di valori economici con valori per 19 servizi ecosistemici, relativi a 13 biomi e 14 regioni nel mondo.

Per il 2018, grazie alla collaborazione con diversi esperti dell'ISPRA e di altre strutture scientifiche, è emersa la possibilità di integrare una diversa modellistica per alcuni dei servizi ecosistemici legati al ciclo delle acque, per i quali la applicazione dei modelli di InVEST è risultata piuttosto complessa o non efficace a rappresentare il valore del servizio ecosistemico indagato. In particolare, si tratta del servizio di purificazione, inizialmente valutato attraverso il modello di InVEST Nutrient Retention, e del servizio di infiltrazione dell'acqua, che nelle edizioni precedenti è stato valutato con una metodologia semplificata di tipo economico.

Per il 2018 è stata infatti sperimentata la valutazione degli effetti del consumo di suolo a scala nazionale, attraverso un modello idrologico semplificato capace di restituire i valori dei principali parametri del bilancio per ciascun punto del territorio e per ciascun bacino idrografico. Tale modello è denominato Bigbang "Nationwide GIS-Based hydrological budget on a regular grid" version 1.0, ed è stato progettato da ISPRA (Braca et al. 2017 e 2018).

#### 4.3.9 Protezione dall'erosione/sediment retention

L'erosione del suolo è un fenomeno naturale che, attraverso l'asportazione della parte superficiale del terreno ricca di sostanza organica, contribuisce al modellamento della superficie terrestre. L'entità di questo fenomeno dipende da vari fattori, tra cui le caratteristiche geologiche, pedologiche, morfologiche e vegetazionali specifiche del territorio, dalle condizioni climatiche alle quali esso è soggetto (ISPRA, 2015).

Per quanto il fenomeno dell'erosione sia un processo naturale, questo può subire un'accelerazione a causa di alcune attività antropiche, prevalentemente agricole, e dei processi di degrado del suolo, che asportano la copertura vegetale ed espongono il suolo all'azione degli agenti erosivi, rappresentati, alle nostre latitudini, principalmente dalle precipitazioni meteoriche e dalle acque di scorrimento superficiale.

L'erosione della parte superficiale del suolo comporta la perdita della parte più ricca di sostanza organica, con una riduzione anche rilevante della produttività e nei casi di suoli poco profondi anche la perdita irreversibile dell'intero strato coltivabile (ISPRA, 2015).

Il suolo è l'oggetto dell'erosione da parte delle acque di ruscellamento superficiale e delle piogge, tuttavia, se in buone condizioni è meno erodibile. Un territorio in buone condizioni offre dunque una protezione dall'erosione come servizio di regolazione, poiché preserva la funzionalità del suolo.

Secondo le stime effettuate dal *Joint Research Centre* della Commissione Europea, la superficie interessata dal fenomeno nell'UE-27 risulta pari a 1,3 milioni di km<sup>2</sup>, il 20% dei quali subisce una perdita di suolo superiore a 10 t/ha/anno (Panagos *et al.*, 2015c). Tra i 28 Stati Membri, l'Italia presenta il tasso di perdita di suolo più alto con valori medi di 8,46 t/ha/anno, spiegabili con le elevate pendenze del nostro territorio associate ad alti valori nell'erosività delle piogge, conseguenza di precipitazioni intense e concentrate in particolare a seguito di lunghi periodi siccitosi. Altri modelli indicano che il 30% del territorio nazionale presenta una perdita di suolo superiore a 10 tonnellate ad ettaro l'anno (ISPRA, 2013).

Tali valori, pur essendo elevati, devono essere comunque valutati tenendo in considerazione i diversi contesti territoriali e le diverse tipologie di suolo. Per suoli molto profondi e su substrati facilmente lavorabili e migliorabili con fertilizzazioni e apporti di sostanza organica, come quelli delle aree agricole montano-collinari dell'Emilia Romagna<sup>36</sup>, è di norma ritenuta tollerabile una perdita di suolo inferiore a 11,2 t/ha/anno (corrispondente a circa 1 mm/anno) mentre per suoli sottili ed altamente erodibili, caratterizzanti ampi settori del territorio italiano soprattutto nelle regioni meridionali, la soglia di tollerabilità si abbassa a 2 t/ha/anno (McCormack, 1982).

Questo servizio ecosistemico, dipendendo principalmente dalla capacità protettiva del manto vegetale, è fortemente legato alle variazioni d'uso e copertura del suolo. Le diverse forme di degrado del suolo (impermeabilizzazione anche parziale, compattazione, agricoltura intensiva, etc.) comportano la riduzione della capacità d'infiltrazione delle acque, una modifica del naturale reticolo di drenaggio e l'alterazione delle coperture vegetali un conseguente incremento dei deflussi idrici superficiali anche ad elevato carico solido. In generale la mancata ritenzione idrica da parte del suolo comporta un aumento dei fenomeni alluvionali ed erosivi (ad esempio, Commissione Europea, 2012; Rodriguez *et al.*, 2014).

Per valutare l'impatto del consumo di suolo su questo servizio ecosistemico, è necessario non solo avere la disponibilità dell'informazione sulle caratteristiche delle piogge, ma anche poter stimare il deflusso superficiale e il suo effetto erosivo a seconda delle caratteristiche della superficie, ovvero un modello idraulico la cui efficacia dipende da molti fattori, in particolare la disponibilità di informazioni specifiche sulle caratteristiche dei suoli.

In assenza di una informazione disponibile per l'intero territorio nazionale, nella maggior parte dei modelli disponibili vengono utilizzate schematizzazioni semplificate, che riducono il numero di parametri richiesti, come quelli previsti da una delle formule più diffuse, la *Universal Soil Loss Equation* (USLE), che valuta l'erosione potenziale dei suoli ed i cui parametri sono disponibili anche per l'Italia da studi del *Joint Research Centre*<sup>37</sup> (Panagos *et al.*, 2014; 2015a; 2015b; 2015c). Il numero molto limitato di parametri e la semplicità del modello con le relative semplificazioni, rendono gli output estremamente sensibili ai dati in ingresso, con errori non trascurabili sulle previsioni delle quantità di sedimenti che raggiungono i corpi idrici (AA.VV., 2015). La possibilità di applicare la modellistica ai singoli bacini, caratterizzando in modo specifico le piogge e la relativa capacità di erosione con la disponibilità di dati specifici sulle caratteristiche dei suoli, consentirà in futuro una migliore risposta.

---

<sup>36</sup> [https://applicazioni.regione.emilia-romagna.it/cartografia\\_sgss/user/viewer.jsp?service=erosione](https://applicazioni.regione.emilia-romagna.it/cartografia_sgss/user/viewer.jsp?service=erosione)

<sup>37</sup> <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>

Attraverso la USLE, ovvero la RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) revisione dell'equazione USLE (Universal Soil Loss Equation) adattata ad ambiente topografici complessi, viene calcolata la perdita di suolo (potenziale) dalla singola porzione di territorio, in funzione delle caratteristiche relative alla geomorfologia, clima, vegetazione e pratiche di gestione. La perdita così calcolata rappresenta la quota di sedimenti che, asportata dal suolo, può essere trasportata dall'acqua. A loro volta questi sedimenti possono essere ridepositati lungo il percorso o giungere al corpo idrico superficiale recettore del deflusso del bacino. Quest'ultima porzione costituisce la quota di suolo effettivamente perso e viene valutata moltiplicando il risultato della USLE per l'intero bacino per un coefficiente di trasporto dei sedimenti (SDR) che rappresenta la quota parte dei sedimenti asportati che effettivamente raggiunge i corpi idrici. Il risultato è un valore di erosione per unità di superficie.

La quantità di suolo trattenuto o perso non è in sé la misura del servizio ecosistemico reso, poiché rappresenta la situazione "di equilibrio" nelle condizioni date di uso e caratteristiche del suolo. Tuttavia, la sua variazione è utilizzabile come indicatore di questa capacità: l'incremento di suolo perso tra due scenari (temporali o di diverso uso del suolo) rappresenta la variazione della capacità di trattenimento e dunque la variazione del servizio. Il valore assoluto di suolo perso calcolato in questo modo può essere utilizzato anche per confronti tra aree diverse, ovvero come indicatore della diversa sensibilità al fenomeno dell'erosione di un territorio rispetto all'altro.

Con riferimento al dato europeo, valutato con la RUSLE, per gli Stati Membri risulta una perdita di suolo pari a 2,46 tonnellate/ettaro \* anno (pari a 970 milioni di tonnellate persi annualmente). L'Italia, invece, riporta valori maggiori con una media di 8.77 tonnellate /ettaro \* anno, che sono leggermente superiori a quelli emersi nelle elaborazioni precedenti a scala nazionale (progetto SIAS) compresi tra 6,50 e 7 tonnellate /ettaro \* anno (Annuario dei dati ambientali, 2016).

Il dato europeo è stato recentemente aggiornato dal JRC (Borrelli et al. 2018) attraverso l'utilizzo del modello WaTEM / SEDEM distribuito, spazialmente sviluppato in collaborazione con l'Università di Basilea e l'Université Catholique de Louvain, che quantifica il potenziale spostamento spaziale e il trasporto dei sedimenti del suolo dovuti all'erosione dell'acqua su scala europea sempre sulla base della RUSLE, ma con l'aggiunta di una formula di trasporto (vedi Tabella 22) differente rispetto a quella utilizzata dal modello di InVEST.

**Tabella 22 il modello WaTEM/SEDEM** Fonte: ESDAC <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/soil-threats-data>

The long-term annual rates of soil loss, sediment transfer and deposition were modelled with WaTEM/SEDEM. The model has been extensively employed to estimate net fluxes of sediments across landscape, catchment- and regional-scale level. To the best of our knowledge, this study represents the first application at the continental scale. WaTEM/SEDEM is a spatially explicit sediment delivery model involving two components. In the first stage, the soil loss potential is computed according to the multi-parameter scheme of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Eq. 1).

$$SL=R \cdot K \cdot LS_{2D} \cdot C \cdot P \quad (\text{Eq.} \quad 1)$$

where SL is the mean soil loss ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) which is the product of the rainfall intensity factor R ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ), the soil erodibility factor K ( $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ), the two-dimensional slope and slope-length factor  $LS_{2D}$  (Desmet and Govers, 1996), the cover-management factor C (dimensionless) and the conservation support practice factor P (dimensionless).

In the second step, the displaced soil amount (gross erosion) is routed downslope across each pixel from hillslopes to the riverine systems according to the transport capacity (TC in Mg yr<sup>-1</sup>) (Eq. 2), computed on the base of topography and land cover.

$$TC = k_{tc} \cdot E_{PR} = k_{tc} \cdot R \cdot K \cdot (LS_{2D} - 4.1 \cdot S_{IR}) \quad (\text{Eq. 2})$$

where TC is the transport capacity (Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>),  $k_{tc}$  (m) is the transport capacity coefficient, R, K,  $LS_{2D}$  are the aforementioned RUSLE input factors and  $S_{IR}$  (m m<sup>-1</sup>) (Eq. 3) is the inter-rill slope gradient computed based on Govers and Poesen (1988) (Eq. 3):

$$S_{IR} = 6.8 \cdot S_g^{0.8} \quad (\text{Eq. 3}) \text{ where } S_g \text{ represent the slope gradient (m m}^{-1}\text{).}$$

To optimize the WaTEM/SEDEM simulations across the large modelling area, the calibration of the  $k_{tc}$  coefficients, reflecting the vegetation component in the transport capacity, was conducted considering large ranges of values ( $k_{tc\_low}$  range 0-0.5, in steps of 0.05;  $k_{tc\_high}$  range 20-600, in steps of 20). In addition, a range of different thresholds to define the upslope contributing area ( $A_c$ ) was used (50, 100, 150 and 250 hectares). For the calibration of the model, a set of 24 catchments well distributed across Europe were employed. The catchment areas range from 2.5 to 245 km<sup>2</sup>. For each catchment ~1,300 model runs were performed to simulate the sediment yield for each possible combination of  $k_{tc\_min}$ ,  $k_{tc\_high}$  and  $A_c$ .

Following the Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) the optimal set of parameters for the median confidence level (ME = 0.89) is  $k_{tc\_max}$  of 20 m,  $k_{tc\_min} = 10$  m and an upslope contributing area ( $A_c$ ) of 150 hectares.

Although our modelling approach presents an important step forward by allowing high resolution large-scale prediction of soil loss (25 × 25 m), supported by good calibration results, the insights gained by the analysis of the results highlight the need to further improve the calibration scheme of the model transport parameter in order to better reconcile the good agreement between predicted and measured sediment yield with the spatial patterns of erosion and deposition. For WaTEM/SEDEM to serve as an effective tool for both ex-ante and ex-post policy evaluations and to increase the current understanding of erosion effects on current carbon budgets, the way forward relies on the introduction of spatially distributed calibration procedures to more effectively capture the changes in transport capacity across the different landscape features. Moreover, future research should be directed towards improving the database of sediment yield (SY) measurements. *Other geomorphological processes contributing to the catchment sediment yield – for instance, gullying, tillage erosion, bank and channel erosion and re-entrainment of landslide sediments – can be active on the landscape.* Therefore, for calibration/validation purposes the use SY data of catchments dominated by interrill and rill process should be preferred.

I risultati, pubblicati con risoluzione a 100 m ma disponibili anche a 25 m su richiesta, indicano che la perdita di suolo nei sistemi fluviali è di circa il 15% dell'erosione lorda prevista in precedenza (RUSLE 2015). La resa del sedimento stimata ammonta a  $0,164 \pm 0,013$  Pg anno<sup>-1</sup> (che corrisponde a  $4,62 \pm 0,37$  Mg ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> nell'area di erosione). La maggior parte dell'erosione lorda si verifica nei terreni agricoli (93,5%). Al contrario, le aree forestali e altre aree semi-naturali subiscono un surplus globale di sedimenti che è guidato da una nuova deposizione di sedimenti erosi dai terreni agricoli. In particolare, il coefficiente di trasporto dei sedimenti (SDR), cioè il rapporto tra la resa dei sedimenti (SY) e l'erosione complessiva, indica che il sedimento trasportato verso il sistema fluviale rappresenta il 15,3% del suolo totale eroso.

Anche il modello “*Sediment Delivery Ratio*” (SDR) di InVEST utilizza la formula rivista RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). Il modello calcola per ogni pixel l’ammontare di sedimenti erosi, per poi stimare il coefficiente di trasporto dei sedimenti (SDR) rappresentato dalla quota parte che effettivamente raggiunge i corpi idrici. Questo approccio è stato proposto inizialmente da Borselli et al. (2008). La quantità di suolo perso annualmente in un determinato pixel  $i$  è dato dalla formula (Sharp et al., 2016):

$$usle_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i$$

In cui:

$R_i$  rappresenta l’erosività della pioggia;

$K_i$  è l’erodibilità del suolo;

$LS_i$  è il fattore di pendenza, calcolato dal modello secondo Desmet & Govers (1996);

$C_i$  è il fattore di copertura vegetale e di uso del suolo;

$P_i$  è il fattore di pratica anti-erosiva.

L’indice SDR è invece calcolato partendo dall’indice di connettività  $IC$ :

$$IC = \log_{10} \left( \frac{D_{up}}{D_{dn}} \right)$$

che è funzione dell’area a monte ( $D_{up}$ ) e del percorso di flusso verso il corpo idrico ( $D_{dn}$ ) della cella considerata. Le due componenti sono stimate tramite (Sharp et al., 2016):

$$D_{up} = \bar{C} \bar{S} \sqrt{A}$$

In cui  $\bar{C}$  e  $\bar{S}$  sono i contributi medi rispettivamente del fattore di copertura del suolo e del gradiente di pendenza dei pixel appartenenti alla superficie  $A$  a monte che contribuisce al flusso idrico passante per il pixel di riferimento, mentre il percorso è valutato come

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i}$$

dove  $d_i$  è la distanza dalla  $i$ esima cella seguendo la direzione del percorso più ripido fino al corpo idrico.

Il valore del coefficiente di trasporto dei sedimenti viene calcolato quindi come (Vigiak et al., 2012; Sharp et al., 2016):

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp \left( \frac{IC_0 - IC_i}{k} \right)}$$

Il valore massimo dell’indice  $SDR_{max}$  è impostato a 0,8, mentre  $IC_0$  e  $k$  sono parametri di calibrazione.

Il carico finale di sedimenti (in  $Mg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ ) sarà dato da:

$$E_i = usle_i \cdot SDR_i$$

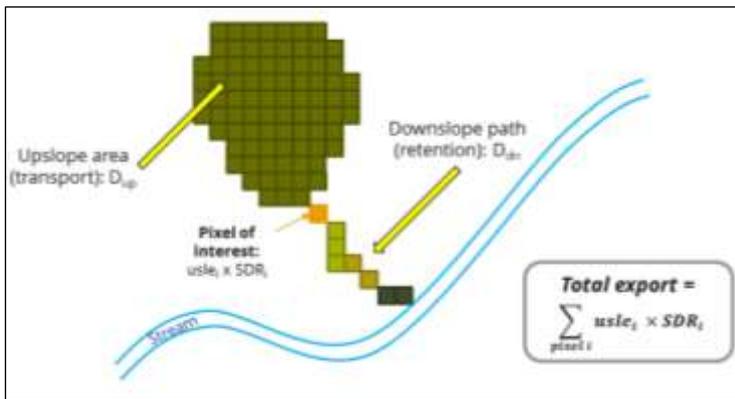


Figura 22 Rappresentazione della superficie a monte e del percorso di flusso di un determinato pixel considerati dal modello (Sharp et al., 2016).

Ad esclusione del modello digitale di elevazione<sup>38</sup> e della mappa di uso e copertura del suolo, nelle valutazioni prodotte per il 2016 ed il 2017 i dati di input richiesti (i parametri della formula RUSLE) sono stati ricavati dagli studi del Joint Research Centre<sup>39</sup>, disponibili in formato raster, in particolare :

- Fattore R: dati ad alta risoluzione temporale provenienti da una serie di stazioni distribuite in maniera omogenea; per l'Italia si tratta di 251 stazioni che hanno ricoperto l'intervallo 2002-2011 con risoluzione media temporale di 30 minuti;
- Fattore K: dati provenienti dai rilevamenti LUCAS che per l'Italia risultano essere circa 1.300 punti;
- Fattore LS: dati provenienti dal DEM a 25 metri;
- Fattore C: dati EUROSTAT per le aree agricole (tipo di coltura e pratiche agricole adottate come ad esempio Lavorazioni ridotte/No lavorazioni, cover crops, etc.); dati Copernicus e Corine Land Cover per le aree non agricole;
- Fattore P: dati provenienti dal GAEC database (Good Agricultural Environmental Conditions) e dai campionamenti LUCAS (pratiche anti-erosive osservabili direttamente nei rilevamenti a terra - muretti a secco, siepi, ecc.).

Il fattore di erosività della pioggia (Panagos et al., 2015a) ha una risoluzione di 500 m, per semplificare e velocizzare i processi è stato ricampionato con la risoluzione del modello digitale di elevazione e allineato ad esso. Stessa risoluzione e stesso procedimento per il fattore di erodibilità del suolo (Panagos et al., 2014), che però non è definito nelle aree densamente urbanizzate. A causa della differenza di risoluzione tra questo dato e quella del modello digitale di elevazione su cui si basa la risoluzione degli output (20 m) molte zone limitrofe alle aree urbane o anche le superfici naturali di piccole dimensioni inserite in un contesto urbano verrebbero trascurate e ci sarebbero degli output incompleti per mancanza di dati. Per ovviare a questo problema il raster dell'erodibilità del suolo è stato "riempito" per prossimità con il valore del pixel più vicino, riuscendo così ad ottenere un output in tutte le aree interessate dal fenomeno dell'erosione. I fattori di gestione della copertura del suolo (Panagos et al., 2015b) e dell'effetto delle pratiche di supporto (Panagos et al., 2015c) hanno invece una risoluzione di 250m. Questi due dati vanno

<sup>38</sup> Disponibile su <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/download-mais>.

<sup>39</sup> Dati disponibili per i Paesi europei su <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>.

inseriti nel modello non in formato raster ma con valori associati alle classi di uso e copertura del suolo. Per estrapolare questi valori, sono state fatte delle analisi spaziali per calcolare la media sulle classi di uso e copertura del suolo del CORINE Land Cover 2006, su cui si basano i dati di partenza (Panagos et al., 2015b; Panagos et al., 2015c). I valori medi delle superfici artificiali sono stati forzati a 0 per considerare l'assenza del valore del fattore di erodibilità del suolo.

Il modello fornisce anche la stima quantitativa del servizio di trattenimento, utilizzando come punto di riferimento uno scenario ipotetico in cui tutti gli usi e coperture del suolo sono annullate a suolo nudo: il valore del servizio di conservazione si basa quindi sulla differenza tra l'asportazione di sedimenti da questo bacino nudo e quello dello scenario di interesse.

Il valore del suolo trattenuto in tonnellate per ettaro (in  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ ) è dato dalla formula:

$$\text{erosione evitata} = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot (1 - C_i \cdot P_i) * SDR_i$$

che rappresenta la perdita di suolo evitata dall'uso corrente del suolo rispetto al suolo nudo (massima), ponderato dal fattore SDR.

Utilizzando questo calcolo rispetto a due assetti differenti ovvero rispetto alla variazione del consumo di suolo, è possibile determinare la differenza nel valore di erosione evitata, che si assume pari al minore contributo del trattenimento causato dal consumo di suolo nel periodo di riferimento.

Tra le principali limitazioni del modello è la sua dipendenza dall' USLE (Renard et al., 1997). Questa equazione è ampiamente usata ma è limitata nella portata, poiché considera solo gli effetti di tipo distribuito delle piogge, ovvero lo scorrimento superficiale con flusso laminare, mentre trascura le altre fonti di erosione (correnti canalizzate in rigagnoli o per fossi, erosione spondale e di massa) ed ignora anche gli effetti dinamici delle piogge. Pertanto, quando si confrontano gli scenari, il valore ottenuto dal modello deve essere considerato come limite inferiore della stima dell'impatto totale.

Inoltre, poiché si tratta di un'equazione empirica sviluppata negli Stati Uniti, l'USLE ha mostrato prestazioni limitate in altre aree. E' possibile dunque migliorare il risultato specificando valori differenti degli input R, K, C, P per tenere conto dei risultati di studi locali (Sougnéz et al., 2011).

Ma vi è una limitazione significativa in particolare per le valutazioni relative al consumo di suolo. Tenendo presente che i cambiamenti nell'uso del suolo determinano cambiamenti rilevanti nel picco di portata durante gli eventi di pioggia e possono quindi influire proprio sull'entità della canalizzazione e della erosione spondale, trascurare nel calcolo totale dei sedimenti asportati (o trattenuti) queste componenti porta ad una ulteriore sottostima. Alla stessa conclusione giunge anche lo studio JRC relativo al modello WaTEM/SEDEM.

L'aggiunta di ulteriori valutazioni nel modello (flussi canalizzati e caratteristiche delle piogge, oltre ai dati sulle specifiche caratteristiche pedologiche) richiede una buona conoscenza delle dinamiche dei fenomeni ed un'area di ricerca in cui vi sono ancora ampie incertezze, per questo in genere non rientra nell'ambito delle valutazioni dei servizi ecosistemici. Tuttavia le condizioni del territorio italiano, largamente soggetto a fenomeni erosivi e con variabilità territoriali difficilmente

mediabili, spinge ad esplorare la possibilità di perfezionare l'applicazione del modello con informazioni più dettagliate sulle condizioni locali.

### **Valutazione economica**

Per quanto riguarda la valutazione economica del servizio ecosistemico vi sono diverse opzioni disponibili. Una stima a scala europea, che include i costi del danno e della mitigazione, sia in situ che generali, porta a valori tra 22 e 235 €/ha (anno 2003) (Van der Meulen et al., 2018, Gorchach, 2004), che includono i danni alle acque superficiali determinati dall'eccesso di sedimenti per 105 milioni di ha (stima per l'Europa delle aree soggette ad erosione dalle acque -Jones et al. 2011)

Considerato che i valori di erosione per l'Europa (Esdac JRC, 2015) indicano un valore medio di 2.46 t/ha/yr, corrispondenti a 970 milioni di tonnellate di suolo perso ogni anno, utilizzando questo valore per convertire il valore economico sopra riportato si ottiene un costo di 8.94-95.53 €/t (2003), applicabile ai risultati in t/ha del modello InVEST.

Questi valori sono congruenti con alcuni esempi riportati in letteratura, che utilizzano il costo di ripristino della fertilità dei suoli. In termini di realizzazione di protezione artificiali che abbiano equivalente funzionalità del servizio ecosistemico, sono proposte ad esempio misure di controllo attraverso ingegneria naturalistica (6.10 €/t - 30.000€/ha, Busch, 2012 ripresi da La Notte et al., 2017), o di ripristino del suolo stesso come sostituzione dello strato superficiale di 30 cm (17,55 €/t Robinson et al. 2014) sostituzione di terriccio universale (26,08 €/t – 41 €/m<sup>3</sup>, Morri et al., 2014), ed infine un valore del costo tra 44,64€/t e 255,10 €/t (elaborazione nell'ambito del progetto LIFE MGN con valutazione ad hoc su alcuni valori di opere, (Schirpke et al., 2014).

L'analisi degli studi in letteratura sull'erosione, mostra che i valori economici considerati sono molto variabili per entità e tipologia.

I valori generali del servizio ecosistemico basati su meta analisi di altre stime (riportate da Comerford et al, 2013) sono: a livello globale 576 \$/ha/yr per la protezione dall'erosione e 57 \$/ha/yr per la formazione di nuovo suolo (Costanza, 1997); 21-208 \$/ha/yr per l'Europa (Gorchach, 2004) e 1.94 \$/t per le foreste USA (Kreiger, 2001); mentre altre fonti (Jónsson et al 2016) riportano 18-28 \$/ha/yr prezzi di mercato per il servizio di formazione di suolo.

Altre stime (sempre riportate da Comerford et al, 2013) su casi specifici indicano 0.6-11.6 \$/ha/yr costo di mercato del terriccio (valori per la Nuova Zelanda, Sandhu et al 2010); 0-1.38 \$/t costi di dragaggio (valori USA, Hanson et al. 2007), 14-67 \$/persona come disponibilità a pagare per la protezione dall'erosione nella comunità locale (in Spagna, Colombo et al, 2006), 3.4-7.5% del costo dei terreni (USA, Duffy, 2012).

Considerando un valore medio tra questi valori forniti per unità di superficie/anno si ottiene un valore di circa 155 \$/ha/yr per il costo di protezione dall'erosione, sostanzialmente congruenti con i valori riportati per l'Europa (Van der Meulen et al., 2018).

Questi costi fanno quasi tutti riferimento a costi di sostituzione o di mercato, non rappresentano comunque pienamente la componente sociale del costo, ci si aspetta dunque che ci sia una seria sottostima (Van der Meulen et al., 2018). Un esempio diverso (Almansa et al., 2012) mostra valori

circa doppi rispetto al costo di ripristino “tradizionale” con una valutazione contingente del valore non di mercato della risorsa.

Nelle edizioni 2016 e 2017 è stato utilizzato il valore del costo di sostituzione stimato dal progetto LIFE MGN, che oscilla 44,64€/t e 255,10€/t. Il calcolo è stato effettuato considerando i dati inerenti la densità di uso del suolo naturale, la densità di terriccio universale e il prezzo medio di terriccio a uso professionale tralasciando, per semplicità, i costi di trasporto e distribuzione sull'area (Schirpke et al., 2015).

Per l'edizione del 2018, sulla base delle considerazioni sopra esposte, la valutazione economica riporta un aggiornamento del costo di riferimento da dati di letteratura, utilizzando il valore sopra ricavato di 8.94- 95.53 €/t al 2003, che rivalutato al 2015 porta a valori compresi tra 11,01 e 117,6 €/t.

Per il futuro sarà verificata la possibilità di utilizzare come riferimento il costo delle sistemazioni idrauliche con riferimento ai piani delle autorità di bacino e sarà effettuata una sperimentazione al fine di un miglioramento dei parametri del modello.

#### 4.3.10 Regolazione del regime idrologico (infiltrazione)

L'infiltrazione dell'acqua nel suolo e nel sottosuolo è uno degli elementi base dell'offerta del servizio di regolazione del deflusso superficiale e del servizio di approvvigionamento di acqua dolce: il primo si esplica essenzialmente attraverso la riduzione della frazione di acqua che scorre in superficie e della sua velocità mitigando gli effetti delle piogge sulle piene dei corsi d'acqua; il secondo, trattato nel seguito, riguarda la disponibilità di acqua nel suolo e la ricarica delle falde e quindi la costituzione di una riserva di acqua dolce per piante ed esseri umani.

Per entrambi questi servizi è fondamentale la capacità di caratterizzare il bilancio idrologico e di effettuare stime sulla base delle caratteristiche di uso e copertura del suolo, al fine di evidenziare gli effetti diretti del consumo di suolo.

La riserva di acqua nello strato superficiale del suolo, considerato come costituito dai primi 100 cm, 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 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).

Il valore di questi parametri è fortemente dipendente dalle condizioni locali, e non è disponibile un dato 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.

Nei Rapporti 2016 e 2017 è stato valutato solo il primo servizio, attraverso una stima di massima basata sulle analisi realizzate dall'*Institute for Advanced Sustainability Studies*<sup>40</sup>. Questi studi valutano che per mantenere in efficienza, anno dopo anno, il sistema di raccolta e allontanamento

---

<sup>40</sup> [http://globalsoilweek.org/wp-content/uploads/2014/11/GSW\\_factsheet\\_Sealing\\_en.pdf](http://globalsoilweek.org/wp-content/uploads/2014/11/GSW_factsheet_Sealing_en.pdf)

delle acque in un'area urbanizzata europea occorrono mediamente 6.500 euro per ettaro per anno. Di conseguenza la stima della perdita di servizio ecosistemico viene effettuata attraverso un costo di sostituzione: l'incremento di costo prodotto dal consumo di suolo è ottenuto moltiplicando il valore dell'incremento di consumo di suolo nel periodo di riferimento per il valore economico per unità di superficie e per unità di tempo e per il numero di anni del periodo di riferimento.

Per il 2018 sarà sperimentato l'utilizzo di un modello idrologico in grado di fornire, in maniera distribuita, i valori delle principali grandezze del bilancio idrologico sul territorio nazionale, per verificare gli effetti prodotti dall'incremento di consumo di suolo nel periodo 2012-2017 in termini di aumento del deflusso superficiale e relativa diminuzione dell'infiltrazione.

Il modello di bilancio denominato BIGBANG – **B**ilancio **I**drologico **GIS B**ased a scala **N**azionale su **G**riglia regolare (versione Bigbang 1.0) 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 un ventennio a partire dal 1996 al 2015

Il modello BIGBANG è basato sull'approccio di Thornthwaite e Mather (1955) e simula su ogni elemento della griglia il contenuto d'acqua nel suolo, l'evapotraspirazione reale, la ricarica delle falde e il deflusso superficiale, usando dati di precipitazione e temperatura, informazioni sulle caratteristiche idrauliche e geologiche del terreno 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  $\Delta V$  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 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 deflusso superficiale 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)
- 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 (soil sealing rate) (ISPRA)

Come detto lo schema di bilancio lavora ad una risoluzione di 1 km che risulta generalmente poco adeguata a valutazioni locali. Inoltre il modello sconta un'importante criticità; tutta la ricarica e il deflusso non dipendono dal suolo ma dai valori del CIP (Coefficiente di infiltrazione potenziale parametrizzato su base idrogeologica - Celico P., 1988). Si tratta di soli 15 valori che coprono tutta la diversità del territorio italiano. Inoltre, non è modellato l'immagazzinamento di acqua nei laghi e corpi idrici artificiali né gli scambi orizzontali tra le celle (Braca, 2018).

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. L'aumento del deflusso superficiale viene considerato in questo caso come proxy del volume di acqua da gestire (allontanare/trattare) in più.

Nella sperimentazione proposta per il Rapporto sul consumo di suolo 2018 le aree consumate sono considerate nel modello come totalmente impermeabilizzate e dunque ponendo a zero l'infiltrazione, l'evapotraspirazione e l'acqua nel suolo; di conseguenza in tali aree il deflusso superficiale coincide con la precipitazione. Questa schematizzazione trascura l'effetto sul regime idrologico delle aree semipermeabili comunque classificate come consumate. In tal senso sviluppi futuri potranno anche considerare l'analisi dell'infiltrazione effettiva nelle aree scoperte interne all'urbanizzato (Sallustio et al, 2017).

Per quanto riguarda i valori economici, da una meta analisi recente (Jónsson et al 2016) risultano diversi valori economici associabili ai servizi considerati (id 2012): 62-126 id\$/ha/yr prezzi di mercato per il servizio di regolazione del ciclo delle acque, 30-1175 id\$/ha/yr controllo idrologico attraverso costi difensivi, fornitura, danno, edonici, disponibilità a pagare, sostituzione, benefit transfer. I valori disponibili del costo per unità di volume o massa sono tra 0 e 49 id\$/t/anno e tra 3.2 e 20 id\$/m<sup>3</sup>/anno, con valore medio di 11.34 id\$/m<sup>3</sup>/anno (id 2012) che corrisponde a 8,74 €/m<sup>3</sup>/anno<sup>41</sup>.

I valori disponibili in letteratura sono certamente un riferimento, al fine di utilizzare un valore più aderente alla realtà italiana, sarà effettuato per il futuro uno studio specifico sui costi del servizio di regolazione (in termini di costo per unità di volume €/m<sup>3</sup> e superficie €/ha), attraverso una analisi dei costi delle opere di difesa idraulica nei Distretti italiani con opere approvate (specificando se si tratta di costi di difesa/prevenzione; di ripristino/danno o di gestione/sostituzione), dividendo il territorio nazionale in tipologie di bacino e costruendo un abaco di casi (tipo di bacino, altitudine, livello urbanizzazione) per associare il relativo costo medio per caso.

Un primo esempio, che sarà utilizzato per la stima del 2018, è fornito da una norma regionale per l'invarianza idraulica (Lombardia, Regolamento Regionale 23 novembre 2017, n. 7 Regolamento recante criteri e metodi per il rispetto del principio dell'invarianza idraulica ed idrologica) che

---

<sup>41</sup> Coefficienti di conversione: 0.748 PPP 2012 e 1.037 rivalutazione 2012-2017.

indica un valore della compensazione economica pari a 750 euro per mc, valutato come “costo unitario di una vasca di volanizzazione o di trattenimento/disperdimento”, considerando una vita utile dell’opera di 100 anni.

Per il 2018 dunque l’intervallo di valori è considerato dunque tra 7,5 e 8,74 €/m<sup>3</sup>/anno.

#### 4.3.11 Disponibilità di acqua

La disponibilità di acqua a fini idropotabili, agricoli e produttivi è uno dei principali fattori di benessere 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.

Alcuni autori (Maes, 2015) fanno riferimento al water retention index (dimensionless, between 0-10) 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. Secondo queste analisi la capacità di ritenzione europea è rimasta sostanzialmente costante tra il 2000 e il 2010, mentre l’estrazione di acqua, sempre a scala europea, per industria agricoltura e usi civili, è diminuita del 5.6 % tra il 2000 al 2010, passando a 184 miliardi di m<sup>3</sup> per anno. In questo studio non viene fatta distinzione tra acque superficiali e sotterranee.

Secondo una recente analisi delle principali fonti di letteratura in materia di water ecosystem services (Hackbart, 2017), tra gli studi analizzati quelli relativi alla fornitura di acqua, con una valutazione quantitativa della risorsa e la capacità di analizzare scenari, quelli interessanti sono indicati in tabella.

**Tabella 23** Principali studi sui water ecosystem services

Reddy et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	alternative cost methods
Xie et al., 2013	Mixed valuation	Indirect valuation	water conservation	CSLE, others
Watanabe and Ortega, 2014	Economic valuation	Direct valuation	groundwater recharge	hydro-carbon model
Sánchez-Canales et al., 2012	Economic valuation	Indirect valuation	provision of water	InVEST
Bagstad et al., 2013	Socio-economic valuation	Indirect valuation	provision of water	ARIES
Brauman et al., 2014	Mixed valuation	Indirect valuation	provision of water	biophysics models
Byrd et al., 2015	Ecologic valuation	Direct valuation	provision of water	average recharge and runoff
Hoyer and Chang, 2014	Ecologic valuation	Indirect valuation	provision of water	InVEST
Fanaian et al., 2015	Economic valuation	Indirect valuation	hydropower	adjusted market price

Come evidenziato in tabella, molti studi fanno riferimento al modello InVEST “water yield” (Sharp, 2016), che valuta la riserva di acqua data dalla quantità di acque piovane che complessivamente scorre in superficie o si infiltra nel suolo (sottratte le quote di consumo e di evapotraspirazione) ed è teoricamente disponibile alla sezione di chiusura di un bacino per l’uso finalizzato alla produzione idroelettrica. Tuttavia, il modello non differenzia il deflusso superficiale dalla ricarica delle falde, poiché viene trascurata la relazione superficie/sottosuolo e la variabilità nel tempo del comportamento del suolo.

Secondo gli stessi autori il modello, che è finalizzato principalmente alla quantificazione dei cambiamenti sulla produzione di energia idroelettrica, ha numerose limitazioni. In primo luogo, il calcolo si basa su medie annuali, inoltre, si trascurano gli andamenti temporali sia della pioggia che dei deflussi e, di conseguenza, sono trascurati gli estremi della piovosità e i picchi di portata, e gli effetti dei periodi transitori. In secondo luogo, il modello non considera la distribuzione spaziale della copertura del suolo e le caratteristiche geologiche, poiché la complessità dei dati necessari esula dalle finalità dell’approccio. 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 quelle 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 del consumo di suolo sul servizio. Anche gli aspetti relativi alla domanda di consumo idrico, , sono inoltre estremamente semplificati e difficilmente rappresentano in modo efficace la molteplicità di usi, le variazioni possibili nel tempo e nello spazio all’interno di ciascun bacino e ancor meno le quote di scambio tra bacini diversi.

In particolare, uno studio condotto in Spagna (Sánchez-Canales et al., 2012) ha analizzato la sensibilità del modello rispetto alla variazione temporale e spaziale dei parametri, segnalando che tra i principali fattori che influenzano la significativa dei risultati è la distribuzione della pioggia quello più importante.

La stessa forte dipendenza dai fattori climatici è segnalata da altre applicazioni di InVEST (Hoyer and Chang, 2014) che valutano la fornitura di acqua dolce per due bacini in Oregon (USA) rispetto a diversi scenari di urbanizzazione e cambiamento climatico. I risultati per l’area di studio suggeriscono che le stime della resa idrica sono altamente sensibili al clima, specialmente nelle pianure, mentre la copertura del suolo influenza maggiormente le stime relative ai nutrienti ed ai sedimenti.

Queste analisi avvalorano la scarsa sensibilità di questo modello alle variazioni di uso e copertura del suolo.

In queste condizioni il modello può essere utile per fornire una valutazione iniziale degli effetti sulla disponibilità di acqua complessiva (deflusso + infiltrazione) su interi bacini, in relazione a diversi assetti del suolo, non certo alla dimensione della singola particella di suolo. Per questo motivo, nonostante il modello sia stato utilizzato nelle sperimentazioni del progetto LIFE SAM4CP, non è stato ritenuto utile per valutare gli effetti del consumo di suolo sulla ricarica delle falde nella valutazione a scala nazionale. L’esperienza condotta con la sperimentazione ha comunque

consentito di evidenziare la complessità della applicazione poiché i dati di input sono numerosi ed è risultato piuttosto complesso l'adattamento dei dataset.

Diversamente, alcuni studi hanno utilizzato approcci più specifici per la risorsa acqua. In particolare, lo studio di Byrd ha esaminato sei bacini della Central Valley in California, valutando deflussi e ricarica delle falde con il modello di bilancio idrologico di bacino Basin Characterization Model BCM (Flint et al. 2013), unito all'applicazione del modello FOREcasting SCEnarios LULC change model (FORE-SCE) con una risoluzione spaziale di 250 m e con dati per il periodo 1896–2010, valutando gli effetti di variazione in % della ricarica e del deflusso superficiale, rispetto a scenari di cambiamento climatico a 30 anni e scenari di uso del suolo. Nelle aree associate all'urbanizzazione (dal modello FORE-SCE), al fine di rappresentare la diminuzione di capacità di ritenzione, viene forzato il modello ponendo una profondità del suolo di 0.1 m, confrontato con il valore iniziale (SSURGO datasets -Natural Resources Conservation Service, 2006). Questi studi hanno mostrato che l'aumento di urbanizzazione rende più frequenti i picchi di runoff e di diminuzione della ricarica, mentre nelle aree con sviluppo agricolo questo effetto non è rilevato, a parità di scenari climatici considerati.

Questi risultati sostengono la necessità di pianificare per la resilienza nei bacini contro gli eventi estremi e la siccità e dimostrano il ruolo dei suoli non artificializzati nella ritenzione dell'acqua e nella riduzione del deflusso. 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).

Di conseguenza, per il 2018, per valutare il servizio di approvvigionamento di acqua, sia quella contenuta nel suolo superficiale che nelle falde sotterranee, è possibile fare riferimento ai termini del bilancio idrologico. Utilizzando la carta del consumo di suolo come input per il dato sulla artificializzazione del suolo e utilizzando il modello Bigbang 1.0 descritto sopra per calcolare i diversi parametri del bilancio idrologico, si valuta la diminuzione del volume di ricarica delle falde determinata dal consumo di suolo in un dato periodo di tempo, considerata come diminuzione nel servizio di approvvigionamento di acqua dolce.

Eventuali approfondimenti potranno prevedere per il futuro il miglioramento delle valutazioni attraverso la specializzazione di alcuni dei parametri del modello, in funzione della disponibilità di dati pedologici, idrologici e climatici di dettaglio.

### **Valutazione economica**

Per quanto riguarda la valutazione economica analizzando gli studi che riportano una valutazione economica del servizio di approvvigionamento di acqua, emergono diversi approcci. Da una meta analisi recente (Jónsson et al 2016) risultano i seguenti valori economici associabili ai servizi, 0.034 e 0.101 \$/m<sup>3</sup> come fornitura di acqua pulita. Anche Reddy et al., 2015, che stimano il valore del servizio in base al costo dell'acqua per usi industriali (valori di mercato, costo di costruzione di opere, costo di gestione) con scenari di variazione della domanda e quindi del prezzo in funzione degli scenari climatici, ottengono valori simili tra US\$0.04/m<sup>3</sup> e US\$ 0.93/m<sup>3</sup>, come evidenziato in tabella.

Tabella 24 Valori economici per diversi metodi di valutazione della risorsa idrica in ambito industriale

a. Cost of alternative to river water				
Water source (conditions for use)	Cost components	Cost (2012 US\$/m <sup>3</sup> )	Cost (2012 US\$/ ac-ft)	Source
Regional desalination system (long-run alternative to river water)	Retail price	0.93	1141	Freeport Seawater Desalination Project (BRA, 2004)
b. Cost of river water				
Water source (conditions for use)	Cost components	Cost (2012 US\$/m <sup>3</sup> )	Cost (2012 US\$/ac-ft)	Source
Water right (river water available)	Pumping, maintenance, infrastructure maintenance, salaries, property tax	0.04	47.41	Cost calculation, this study***
Leased water (short-term shortages make water right unreliable, need to seek other sources of river water)	Forecasted price per year and climate-demand scenario	0.11–0.53*	138.03–649.42*	Market simulation, this study
Decreased production (short-term shortages make water right unreliable and water is not available to lease)	Lost revenue	Small-0.81 medium-1.62 large-2.43**	Small-1000 medium-2000 large-3000**	Expert assumption

\* Range of prices over 30 years under each climate-demand scenario. Specific annual values were used in cost calculation.

\*\* Revenue losses are specific to the size of the water right and assume that the revenue per m<sup>3</sup> increases with the size of the water right due to economies of scale. Small: <62 million m<sup>3</sup> (<50,000 ac-ft), medium: >62 million m<sup>3</sup> (>50,000) and ≤123 million m<sup>3</sup> (≤100,000 ac-ft), large: >123 million m<sup>3</sup> (>100,000 ac-ft).

\*\*\* Pumping costs were estimated using cost functions from the University of Nebraska Water Optimization Calculator <http://agecon.unl.edu/wateroptimizer/download.html>

In un recente studio basato sul costo di sostituzione, stima nella regione metropolitana di San Paolo, Brasile, (De Brito et al, 2018) il costo dei reagenti per la depurazione e la percentuale delle spese di depurazione da attribuire al funzionamento del bacino. Un approccio semplificato può considerare il prezzo di mercato dell'acqua potabile come costo di sostituzione della risorsa. A tal fine è possibile fare riferimento ai valori economici del servizio di fornitura idrica per scopi civili.

Secondo stime prodotte da ISTAT per l'anno mondiale dell'acqua (ISTAT, 2017) i dati disponibili permettono di descrivere, per l'anno 2012, il quadro delle diverse forme di utilizzo, diretto e indiretto, dell'acqua, per le principali macro-attività: usi civili, usi industriali, usi agricoli (irrigazione e zootecnia) e produzione di energia. Per queste attività sono stati utilizzati complessivamente 26,6 miliardi di m<sup>3</sup> di acqua nel 2012. La domanda di acqua proviene dal settore agricolo (54,5% dei quali la maggior parte per irrigazione), industriale (20,7%), civile (19,5%) e energetico (5,3%). Per far fronte alla domanda di acqua, il volume prelevato dall'ambiente è stimato in 34,2 miliardi di m<sup>3</sup>. A fronte di tale prelievo, sempre ISTAT riporta un valore economico 6,6 miliardi di euro come valore complessivo della "produzione" di acqua al 2014 (con anno di riferimento 2010) relativa alla branca di attività "raccolta, trattamento e fornitura di acqua", con un valore per il 2012 più alto intorno ai 7 miliardi. Di conseguenza si può stimare un valore economico intorno ai 0.26 €/m<sup>3</sup>.

Un altro valore economico da associare al valore della risorsa è quello dell'ERC (environmental recovery cost), che include costi ambientali (di ripristino del danno) e di consumo della risorsa (sottratta ad altri usi), che potrà essere valutato analizzando i dati delle diverse applicazioni dell'ERC da parte dei gestori in Italia (valori del costo della risorsa) obbligatorio dal 2015. Tali valori sono però solo una percentuale, intorno al 5% della tariffa di vendita (Berardi et al, 2017). Tale valore è decisamente inferiore ai valori di mercato, per la produzione del servizio. Ad esempio, considerando il prezzo di vendita, si ottiene un valore di 0,7 €/m<sup>3</sup> (costo acqua in bolletta esclusi servizi - tariffe Marche Multiservizi 2015), ovvero tra i 0.66 e 1.19 €/m<sup>3</sup> del volume fatturato come costo di produzione (studio per Regione Lombardia del 2012) .

Una valutazione economica su scenari di lungo periodo dovrebbe considerare i costi ambientali della tipologia di gestione e di politiche adottate nei bacini per far fronte alla perdita di benefici derivante dal degrado di funzionalità ecosistemiche. In questo senso possono essere considerate valutazioni economiche basate sui costi di difesa, mediante la valutazione del costo di realizzazione di opere idrauliche di accumulo o interventi (anche di ingegneria naturalistica) finalizzati a proteggere o aumentare la ricarica. Al contempo si dovrebbe valutare l'effetto sul costo della risorsa a fronte di scenari di diminuzione della disponibilità di risorsa idrica, attraverso l'eventuale differenza di valore d'uso tra differenti scenari allocativi.

Per il Rapporto 2018 la valutazione economica si basa sui costi stimati sopra richiamati (Reddy, 2015) pari a US\$0.04/m<sup>3</sup> e US\$ 0.93/m<sup>3</sup> al 2012, che convertito in euro ed attualizzato al 2015 corrisponde a 0.03-0.71 €/m<sup>3</sup>.<sup>42</sup>

---

<sup>42</sup> Tasso di cambio 0.7579 Rivalutazione istat 1.02

#### 4.3.12 Purificazione dell'acqua dai contaminanti

L'acqua che si infiltra nel suolo subisce un processo di "purificazione" attraverso processi biochimici svolti dalla parte minerale del suolo, e ancor più dalla sua componenti 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<sup>43</sup>, quali, ad esempio, i fertilizzanti (Xu *et al.*, 2016).

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 e di ridurre la velocità al fine di regolare l'infiltrazione nel suolo (Elmqvist *et al.*, 2010).

Di conseguenza la sottrazione di superfici permeabili e l'alterazione delle capacità depurative determinate dalla artificializzazione dei suoli, produce una diminuzione del servizio ecosistemico di regolazione offerto dal suolo.

Il principale fattore è l'impermeabilizzazione, che costituisce una perdita irreversibile della capacità di infiltrazione dell'acqua nel suolo nelle aree impermeabili con la conseguenza che il carico di inquinanti già presente nelle acque non viene ridotto dall'infiltrazione e finisce nei corsi d'acqua superficiali. L'impermeabilizzazione, pertanto, rappresenta il danno più estremo anche per il servizio di purificazione. A ciò si aggiunge la riduzione della capacità di depurazione nei suoli degradati da altre forme di consumo di suolo, quali la compattazione, il degrado delle caratteristiche strutturali, i danni alla biodiversità del suolo.

Il servizio offerto 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 un certo punto (La Notte, 2017).

Poiché la principale fonte di contaminazione nelle acque è rappresentata da azoto e fosforo provenienti dalla fertilizzazione delle aree agricole, la maggior parte delle valutazioni del servizio ecosistemico si basano sulla quantificazione dell'azoto e fosforo rimossi dalle acque. In particolare, il modello di InVEST Nutrient Delivery Ratio stima 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. Anche il modello GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) valuta la capacità di purificazione delle acque superficiali attraverso la frazione di azoto trattenuta nel bacino durante il trasporto (La Notte 2015 e 2012).

Alcune esperienze di valutazione utilizzano invece informazioni di dettaglio sui parametri in gioco, ad esempio valutando la capacità di attenuazione naturale dei suoli (Calzolari *et al.* 2016) o implementando un parametro (fisicamente basato) di protezione degli acquiferi in sistemi geospaziali operativi di supporto alle decisioni ed operanti sul web (Terribile *et al.* 2015).

---

<sup>43</sup> <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/>

Il modello SDR di InVEST è stato utilizzato per la edizione 2016 a scala nazionale e nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP e del progetto AlpES.

Il modello *Nutrient Delivery Ratio* (NDR), a partire dal carico di nutrienti (azoto e fosforo) immesso, associato alle classi di uso del suolo, simula il flusso a lungo termine, in condizioni stazionarie, senza quindi rappresentare nel dettaglio il ciclo dei nutrienti (Sharp et al., 2016). In una prima fase, il flusso viene diviso nella parte che si lega ai sedimenti, che viene trasportata in superficie, e quella che si dissolve e che quindi viene trasportata nel sottosuolo.

Nella seconda fase, il modello *Nutrient Delivery Ratio* (NDR), per ogni pixel che contribuisce allo stesso flusso, considera i fattori di trasporto, superficiale e profondo. Per il trasporto superficiale in particolare i fattori sono la pendenza del terreno e l'efficienza di trattenimento dell'uso del suolo (Sharp et al., 2016).

Il carico su un determinato pixel (*load - l*) viene modificato (*modified load - ml*) per tenere conto del potenziale di deflusso. Similmente all'approccio utilizzato da Endreny & Wood (2003), approssimando, si applica la formula:

$$ml(x, i) = l(x, i) \times RPI_i$$

In cui  $x$  indica il nutriente preso in considerazione (azoto o fosforo) e  $RPI_i$  rappresenta l'indice potenziale di deflusso normalizzato del pixel  $i$ . Viene calcolato come  $RPI_i = RP_i / RP_{av}$ , dove il primo termine è il valore dell'indice deflusso attribuito al pixel, normalizzato con il valore medio su tutto il raster. Nel modello, il raster può essere inserito come indice potenziale di deflusso o, più semplicemente, come valore delle precipitazioni annuali, secondo la semplificazione utilizzata dal modello che trascura l'infiltrazione.

Per il trasporto dei nutrienti trasportati in superficie, e che quindi si legano ai sedimenti, viene calcolato l'indice NDR tramite (Sharp et al., 2016):

$$NDR_i = NDR_{0,i} \left( 1 + \exp \left( \frac{IC_i - IC_0}{k} \right) \right)^{-1}$$

$IC_0$  e  $k$  sono parametri di calibrazione,  $IC_i$  è un indice topografico relativo al pixel  $i$  e  $NDR_{0,i}$  è la parte di nutrienti che viene trattenuta dai pixel a valle, indipendentemente dalla posizione del pixel (Sharp et al., 2016).  $NDR_{0,i}$  si basa sulla massima efficienza di trattenimento del territorio che collega il pixel al corpo idrico:

$$NDR_{0,i} = 1 - eff'_i$$

Muovendosi lungo il percorso del flusso, l'algoritmo calcola il contributo alla ritenzione fornita da ciascuna cella, tenendo conto della distanza totale percorsa attraverso le varie classi di uso e copertura del suolo. Ogni pixel aggiunto con la stessa tipologia di copertura del suolo contribuisce sul trattenimento totale, fino a quando non viene raggiunto il valore massimo di trattenimento per quella determinata categoria (Sharp et al., 2016).

Tralasciando le formule utilizzate per la stima di  $eff_i'$  (disponibili sulla guida di InVEST), l'efficienza di ritenzione in ciascun punto dipende dai pixel a valle, per questo motivo i calcoli vengono effettuati partendo dalla porzione di territorio più vicino al corpo idrico fino ad arrivare al pixel  $i$ . Nella stima viene assunto che la massima efficienza si raggiunge quando viene raggiunto il 99% del suo valore. Nella **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** viene mostrato un esempio per la stima del valore di ritenzione (Sharp et al., 2016). Si nota come ogni pixel contribuisce per una piccola percentuale al raggiungimento della massima efficienza fornita dalle categorie di copertura del suolo. L'andamento della curva esponenziale dipende dal valore massimo di efficienza e dalla lunghezza del percorso.

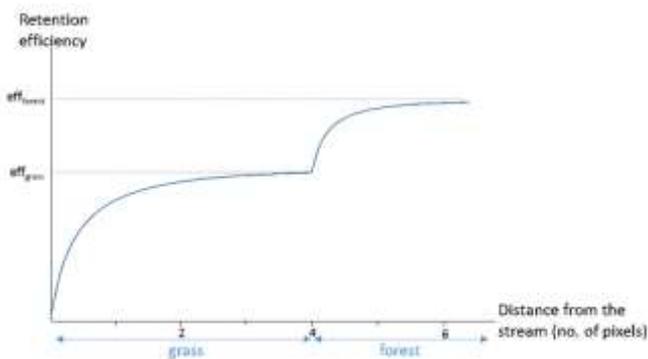


Figura 23 Illustrazione di un esempio per il calcolo dell'efficienza di ritenzione lungo un semplice percorso di flusso composto da 4 pixel di prato e 3 pixel di foresta (Sharp et al., 2016).

Il raster finale di output, che fornisce i kg di nutrienti che da ogni pixel raggiungerebbero il corpo idrico, viene infine stimato come il prodotto tra il carico modificato per l'indice  $NDR_i$ .

$$x_{expi} = load_{surf,i} \cdot NDR_{surf,i} + load_{subs,i} \cdot NDR_{subs,i}$$

$$x_{exptot} = \sum_i x_{expi}$$

I dati richiesti sono, oltre alla CUCS: il modello digitale di elevazione, il raster delle precipitazioni annuali, il file vettoriale con i bacini idrografici, per i quali verrà calcolato il totale di nutrienti esportati fino al bacino, e una tabella in cui ad ogni classe di uso e copertura del suolo vengono associati i carichi dei nutrienti, il valore massimo di ritenzione e la distanza per cui si assume che una determinata classe trattenga i nutrienti con la sua massima capacità.

I dati sui carichi dei nutrienti, applicati esclusivamente sulle aree agricole, considerano i valori che derivano dal progetto MARSALa (Lupia, 2013) dell'INEA (ora CREA - Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria) e dai valori delle asportazioni colturali pubblicati sui vari disciplinari di produzione integrata regionali. Per ogni regione e tipo di coltura esiste infatti un disciplinare con i valori di apporto massimo di azoto e fosforo massimi utilizzabili (archiviare i dati). Come utilizzato nel progetto ALPES, ad esempio, la differenza tra l'input (Ninput) e l'output (Nexport) può essere utilizzato come proxy del SE di filtrazione dell'acqua superficiale operata dagli ecosistemi nella rimozione degli inquinanti quali l'azoto.

Da queste esperienze di applicazione del modello NR sono emerse alcune limitazioni. In linea generale, la esiguità dei dati di input rendono gli output estremamente sensibili ai parametri immessi, peraltro in alcuni casi stimati secondo studi empirici e mediati. Ma la principale limitazione riguarda la semplificazione di considerare solo i carichi di azoto e fosforo come inquinanti e come fonti quasi esclusivamente le aree agricole, esigenza derivante dalla difficoltà di assegnare un valore di apporto alle classi non agricole. Si trascura o si minimizza comunque il contributo dalle aree urbanizzate che giunge alle acque superficiali e sotterranee con un carico non indifferente di nutrienti e contaminanti, dovuti alla parziale (o assente) depurazione dei reflui e dal trasporto delle sostanze depositate in superficie da parte del deflusso superficiale. Si trascura anche l'apporto delle aree non agricole non consumate, che possono comunque avere un loro carico in funzione delle caratteristiche di gestione.

A queste limitazioni di carattere generale si è aggiunta, per la sperimentazione effettuata, la limitazione della analisi alla quota di flusso superficiale, causata dalla difficoltà di reperire i dati di input relativi alla infiltrazione profonda e alle caratteristiche depurative di tale componente. Nelle applicazioni effettuate per le edizioni del Rapporto 2016, infatti, è stato considerato solo il deflusso superficiale, in quanto non è stato possibile associare i necessari dati (coefficienti di infiltrazione e di capacità depurativa specifica dovuta alla degradazione biochimica nel suolo) alle classi di uso e copertura del suolo per considerare il deflusso sotterraneo dell'azoto (il fosforo tende ad essere trasportato con i sedimenti) (Sharp, 2016). Sono stati dunque del tutto trascurati i processi chimici, fisici e biologici che possono avere luogo durante il fenomeno di lisciviazione.

Una nota in particolare riguarda la valutazione dei risultati quando si confrontano gli effetti sul servizio di diversi scenari di uso del suolo. Poiché l'ipotesi di partenza è quella di considerare solo le aree agricole per l'immissione di nutrienti nel suolo, quando si confrontano scenari che comportano la diminuzione delle aree agricole e quindi una conseguente diminuzione dei carichi, si ottiene automaticamente una diminuzione della quantità di nutrienti che raggiunge i corpi idrici. Di conseguenza si determina un valore positivo che tuttavia è solo un apparente miglioramento del servizio, poiché è determinato solo dal minore carico, non dal miglioramento delle capacità dei suoli, dato che questo "miglioramento" si ottiene anche rispetto ad un cambiamento da agricolo a artificiale.

Se invece aumentano le aree impermeabili (a scapito di aree non agricole e dunque a parità di carico) aumenta la quota di trasporto superficiale e si azzerava quello profondo, dunque l'effetto sul valore finale dipende dalle diverse entità dei due flussi e dalle relative capacità di depurazione associate.

Poiché lo scopo della valutazione dei servizi ecosistemici in termini di effetto del consumo di suolo è quello di rappresentare il valore del beneficio ottenuto grazie alla presenza di un suolo non degradato, si ritiene opportuno per quanto sopra espresso, proporre una diversa metodologia di valutazione, che tenga conto di un valore potenziale del servizio reso dal suolo, poiché il carico di azoto e fosforo è un dato estremamente variabile e, in larga misura, indipendente dalle caratteristiche del suolo.

A tal fine, sulla base dei risultati di valori di letteratura (es. Calzolari et al, 2016) sarà effettuata una stima della capacità depurativa del suolo da associare alle diverse classi di copertura del suolo, al fine di costruire un indice.

## Valutazione economica

Per quanto riguarda i parametri economici, la maggior parte degli studi considera il costo di sostituzione, come spesso accade per i servizi di regolazione.

Una stima del costo di sostituzione per la costruzione di fasce tampone boscate funzionali al trattenimento di nitrati (Rif. LIFE VIMINE - LIFE12 NAT/IT/001122) con un valore di 64 €/kg per l'azoto rimosso, è stata utilizzata nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, applicata ai risultati del modello InVEST.

Per l'edizione del 2016 del Rapporto sul consumo di suolo sono stati invece utilizzati i valori di rimozione di azoto attraverso tecniche convenzionali che prevedono costi al 2010, che variano dai 2 ai 4 euro al kg di N rimosso (Van Hulle et al., 2010), mentre se si impiega il processo autotrofo il costo è pari a 1 euro al kg di N rimosso. Per il fosforo, invece, si è fatto riferimento ad alcune esperienze (Reisner e Pradeep, 2014) che prevedono l'impiego della nanotecnologia i cui costi sono molto variabili, nel 2014, dai 10 ai 20 \$/kg di fosforo rimosso (pari a circa 7,5-15 € al kg). Altri autori utilizzano un diverso modello denominato GREEN (Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses) (La Notte, 2012) e riportano diverse stime del valore economico (Cuttle et al., 2007) in termini di costo di costruzione e mantenimento di bacini di fitodepurazione, con valori pari a 2463 €/t di azoto rimosso. Questo tipo di valutazioni in termini di quantità di azoto e fosforo rimossi, comporta che il valore economico dipende oltre che dal carico, con tutte le difficoltà sopra citate di determinarlo, sia dal tipo di tecnologia considerata per la rimozione del fosforo e dell'azoto dalle acque, che dipende a sua volta dalla concentrazione di azoto e fosforo nel refluo e di conseguenza ancora una volta dal carico.

Con riferimento alla valutazione proposta per il 2018, basata sulla capacità di naturale attenuazione dei suoli, che riguarderà tutte le aree non consumate incluse quelle non agricole, la valutazione economica farà riferimento ad una meta analisi recente (Jónsson et al 2016) dalla quale risultano i seguenti valori economici associabili ai servizi considerati (espressi in id\$ 2012): 24 -180 id\$/ha/yr regolazione del ciclo di nutrienti e tra 544-6402 id\$/ha/yr (2011) per il filtraggio e decontaminazione. Di conseguenza sarà utilizzato un intervallo tra i 24 e 6402 id\$/ha/yr (2012) che corrispondono a 18.31 – 4884.47 €/ha/anno (2015).

### 4.3.13 Il servizio di supporto alle attività umane

La disponibilità di suoli adatti all'urbanizzazione è drasticamente diminuita in Italia a causa del consumo di suolo prodotto nel recente passato. La capacità dei suoli di supportare le attività umane, nel senso di offrire una piattaforma poter ospitare una ulteriore o diversa urbanizzazione ovvero altre attività è classificata come servizio di supporto in alcune classificazioni che identificano il servizio come Carrying capacity for infrastructure, buildings and animals ovvero support of animals and infrastructure o ancora carrier function (Hopman et al, 2013; Dominati et al., 2010; De Groot, 2006; Brady and Weil, 1999).

Al fine di rappresentare questo ulteriore aspetto della scarsità della risorsa suolo, è possibile utilizzare come riferimento uno studio del JRC ESDAC del 2016,<sup>44</sup> che ha mappato questa capacità dei suoli per l'Europa.

I valori indicati nella carta, che fornisce una suitability in 4 classi ottenuta in funzione della tipologia di suolo, del regime idrologico, della presenza di zone soggette a frane, della profondità del substrato roccioso, dell'uso del suolo dominante e delle limitazioni all'uso agricolo secondo tre intervalli di pendenza (0-8; 8:25; >25). La suitability può essere considerato un indice biofisico del servizio potenziale offerto dal suolo. In questo caso non è prodotta una valutazione economica.

#### 4.4 Le principali differenze tra la valutazione a scala nazionale e la valutazione nel SAM4CP a scala locale

A seguito di un periodo di test delle metodologie per la VALSE a scala locale ed in particolare nell'uso del software InVEST, c'è stata una stabilizzazione e condivisione dei risultati tra i *partner* della ricerca tra i mesi di aprile e maggio 2017, che ha portato ad una uniformazione delle diverse metodologie e dei valori utilizzati nella versione finale del prodotto del progetto Simulsoil, rilasciato nel 2018 al pubblico.

**Tabella 25 Modelli di valutazione economica**

Servizi Ecosistemici	Modelli di valutazione economica
Habitat Quality	<b>Preferenza dichiarata</b> dalla valutazione di contingenza tramite questionario finalizzata ad individuare le disponibilità a pagare per la conservazione/valorizzazione delle aree naturali e seminaturali riconoscibili nei contesti di studio. [€/mq]
Carbon Sequestration	<b>Prezzo di mercato</b> per ogni tonnellata di carbonio stoccata, equivalente al valore delle sanzioni per compensare le emissioni di CO2 (Rif. Direttiva 2003/87/CE e s.m.i.) o dei crediti acquisiti per la riduzione delle emissioni stesse. [100 €/t]
Water Yield	<b>Costo di sostituzione</b> per la rimozione «artificiale» dell'acqua, dato dalla sommatoria dei costi per la costruzione di bacini idrografici di laminazione, scolmatori e fasce di espansione (Rif. Prezzario Regione Piemonte). [12,6 €/mc]
Water Purification	<b>Costo di sostituzione</b> per la costruzione di fasce tampone boscate funzionali al trattenimento di nitrati (Rif. LIFE VIMINE - LIFE12 NAT/IT/001122). Non è stato adottato il criterio di valutazione del costo evitato dell'equivalente depurazione ottenuta con mezzi meccanici e/o chimici (adottato nel LIFE MGN) poiché non considera il fenomeno delle sorgenti di inquinamento diffuso, oltre ad essere soggetto ad elevata variabilità dovuta all'elevata oscillazione dei costi dipendenti dal tipo di tecnologia adottata per la depurazione dell'acqua. [64 €/kg]
Sediment Retention	<b>Costo evitato</b> per il ripristino delle fertilità dei suoli funzionale alla protezione dall'erosione (Rif. Adattamento del costo di ripristino ai fenomeni erosivi da ricerca MGN). [22,8€/t]
Crop Pollination	<b>Prezzo di mercato</b> derivato dal grado di dipendenza delle coltivazioni dall'impollinazione: si valuta il fattore percentuale di vulnerabilità (rif. Gallai N., Salles J.M., Settele J., Vaissière B.E., 2009) del valore complessivo delle colture rispetto ai benefici dovuti dall'impollinazione e lo si moltiplica per la presenza di api per singolo habitat. [€/mq]
Crop Production	<b>Prezzo di mercato</b> delle differenti colture agricole derivato dalle tabelle della Produzione Standard in Piemonte. [€/mq]

Tabella dei metodi LIFE nella pianificazione locale (da relazione Bruino)

<sup>44</sup> <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/content/european-map-soil-suitability-provide-platform-most-human-activities-eu28>

Rispetto alle valutazioni a scala nazionale, per l'applicazione locale nell'ambito del LIFE SAM4CP sono diversi alcuni criteri biofisici ma soprattutto i criteri di definizione del valore economico associato ai servizi di impollinazione, produzione agricola e di qualità degli habitat. Per quest'ultimo in particolare è emersa la volontà di valutarne il valore economico non tangibile che richiede l'utilizzo di metodi indiretti e contestualizzati per la sua quantificazione.

### **Qualità degli habitat**

Le maggiori differenze tra i due metodi utilizzati riguardavano l'assegnazione del valore di suitability e la ponderazione dei valori di peso delle minacce, in particolare, i valori della distanza massima e del grado di minaccia riferito ai singoli elementi (classi d'uso del suolo) e la funzione di distribuzione della minaccia. Tali valori sono stati poi oggetto di una armonizzazione nel corso del progetto, tanto che nel risultato finale del Simulatore sono congruenti, pur mantenendo l'applicazione locale il riferimento alle classi del Land Cover Piemonte (cfr. report di coordinamento azioni B1-B2).

La differenza più grande come anticipato riguarda la metodologia di valutazione del valore economico. Mentre a scala nazionale e per il simulatore è stato considerato un valore che nasce dalla ponderazione e spazializzazione dei valori del servizio riportati dalla meta analisi economica di Costanza (Costanza et al. 1997 e 2014), nella valutazione a scala locale è stata utilizzata la metodologia della valutazione di contingenza per la valutazione economica della funzione "Habitat Quality", contestualizzando tale valore ai Comuni selezionati per il caso di studio del progetto.

La valutazione si basa sulla assegnazione di un costo alla attività di manutenzione e valorizzazione ambientale delle aree naturali e seminaturali, valutato in termini di disponibilità a pagare, indagata attraverso questionari somministrati alla popolazione nel corso degli incontri pubblici di progetto, da applicare poi alle aree verdi urbane (e qui può sorgere il problema), le aree verdi agricole e le aree boscate tra le coperture/usi del suolo presenti sul territorio di indagine.

La valutazione è stata effettuata nell'ambito del progetto LIFESAM4CP attraverso l'espressione di un campione di intervistati intercettato in occasione degli eventi seminari pubblici di diffusione e costruzione del consenso intorno al progetto LifeSAM4CP (Bruino, Settimo Torinese, None e Chieri). Ai cittadini è stata chiesta "la disponibilità a pagare una tassa una tantum per l'incremento e il mantenimento delle aree ad alta qualità di habitat di cui loro sono fruitori", attraverso un questionario. In particolare, per supportare gli intervistati nell'attività di espressione delle proprie preferenze, si è provveduto a descrivere le aree oggetto di valutazione attraverso attributi in grado di esprimere il loro livello di qualità, di fruizione e di unicità. Oltre alla domanda valutativa vera e propria (DAP), sono state inserite alcune domande per conoscere le caratteristiche socio-economiche degli intervistati e per conoscere il grado di attenzione nei confronti del bene da valutare e delle sue componenti di valore. Il modello adottato per la domanda di DAP è quello della risposta multipla, poiché in grado di guidare anche gli intervistati meno esperti verso una risposta.

I valori economici per la quantificazione economica dell'Habitat Quality utilizzati derivano in particolare da una ricalibrazione delle soglie derivate dalle interviste svolte nei territori di Bruino e Settimo Torinese, rispettivamente in data 20 e 22 luglio 2016 a Bruino e 19 e 27 ottobre 2016 a Settimo T.se. Una ricalibrazione è avvenuta in seguito ad una valutazione delle risposte ai questionari svolti nel territorio di Chieri sulla valutazione del valore delle componenti ambientali svolti in data 27/04/2017 e 05/05/2017.

I tre valori complessivi registrati per verde urbano, verde agricolo e verde naturale sono rispettivamente (3,87; 0,39 e 1,63 €/mq) e sono stati utilizzati come parametri di base per l'inserimento dei valori economici dell'indicatore Habitat Quality, attraverso una associazione tra classi d'uso del suolo e valori economici attraverso i valori biofisici (rilevati sulla base dell'output biofisico dell'Habitat Quality) costruendo una distribuzione lineare dei valori in tutte le classi d'uso del suolo. Non viene dunque applicato un unico valore economico di HQ.

Il valore medio, considerando le tre tipologie di superficie indagate e calcolando la media pesata sulle relative superfici è di oltre 5.000 €/ha a fronte dei 491 considerati a scala nazionale.

**Tabella 26 Valori di HQ**

Superfici in mq per Bruino	Verde urbano	Verde agricolo	Verde naturale	Media pesata sulle aree comunali €/ha
	95.342,85 mq	1.946.444,48 mq	22.581,27 mq	
LIFE SAM4CP locale €/ha	38.000	3.900	16.300	<b>5610</b>
LIFE SAM4CP Simulatore €/ha				<b>491</b>
ISPRA 2017 €/ha				<b>491</b>

Secondo quanto indicato nelle linee guida del simulatore (aprile 2018) i valori spaziano da 1,70 a 3,87 euro/mq per il verde urbano, o,30 a 0,39 euro/mq per il verde agricolo e da 1,63 a 24,15 euro/mq per il verde naturale o seminaturale.

Si tratta dunque di un valore che assegna al verde urbano un valore che è 10 volte superiore a quello del verde agricolo, differenza non corrispondente con evidenza a criteri di biodiversità ma piuttosto a quelli di fruibilità, di accessibilità e di beneficio diretto per la popolazione urbana. E' chiaro che questo diverso valore ha un effetto significativo sulle valutazioni tra alternative in termini economici, che vengono fortemente spostate a favore della realizzazione del verde urbano piuttosto che sul ripristino mantenimento delle aree naturali o agricole.

In linea di principio è accettabile una valutazione dell'HQ in termini di naturalità complessiva, valore non tangibile associato alla biodiversità. Nell'utilizzo di metodi indiretti e contestualizzati per la sua quantificazione tuttavia è necessaria una notevole cautela nella identificazione dell'oggetto della valutazione.

L'adozione di un metodo quale la valutazione di contingenza tramite questionario finalizzata ad individuare le disponibilità a pagare per la conservazione/valorizzazione delle aree naturali e seminaturali riconoscibili nei contesti di studio, nel caso di aree sufficientemente VASte che includono aree protette o paesaggi identificabili può avere un significato, risulta difficile però che possa catturare il valore di naturalità del suolo naturale o seminaturale di matrice più agricola.

Ancora più difficile è correlare questo valore con le porzioni di verde urbano attrezzato o ai singoli alberi in ambiente antropizzato, poiché andrebbe separato il valore culturale (estetico, di fruizione) e il valore di servizio svolto nella mitigazione del rischio idrogeologico e climatico o nella rimozione di inquinanti oltre a quello strettamente legato alla conservazione della biodiversità, che è quello che si vorrebbe calcolare.

Inoltre è necessario porre attenzione al rischio di sopra valutazione delle capacità del verde urbano. Molti interventi in ambito urbano, quali piantumazioni o risistemazioni a verde di aree

scoperte non vegetate, hanno certamente caratteristiche migliorative per l'ambiente urbano, dal punto di vista estetico e sugli inquinanti, ma il loro effetto sul miglioramento della biodiversità in termini di qualità, quantità e connettività degli ecosistemi deve essere adeguatamente dimostrato per contribuire all'HQ.

Il rischio è che la propensione a pagare per il viale alberato in centro, alteri a tal punto la valutazione da rendere giustificabile consumo di suolo agricolo in un'area poco frequentata, con buona pace della perdita secca di suolo e dei suoi servizi. Poiché aree verdi e aree agricole finiscono per avere lo stesso valore totale (in maggioranza per differenze tra CS e HQ), diventa essenziale una corretta assegnazione dei valori proprio di CS e HQ al verde intercluso.

Inoltre, la valutazione contingente deve comunque essere "contenuta" all'interno di una forchetta omogenea a livello quantomeno regionale, stabilita per casi di riferimento. Infatti se per ogni territorio si utilizzano valori diversi, il rischio è di avere una forte disomogeneità di valutazione che non sembra accettabile nell'ambito di procedure pubbliche come la VAS.

### **Carbon sequestration**

A livello locale vi è stato un adattamento delle soglie di stoccaggio del carbonio del suolo e soprassuolo per considerare anche tutte le classi ad uso antropico, (macroclasse 1 Land Cover Piemonte – aree artificiali) a partire dalle quantità segnalate per i prati e pascoli, con una rimodulazione delle soglie sulla base dell'indice di permeabilità rilevato per ogni classe d'uso del suolo. Nello specifico: per le classi "SOIL" e "DEAD" sono stati rimodulati i valori corrispondenti ai prati rispetto all'indice di permeabilità espresso nella singola classe di copertura (le aree industriali impermeabilizzate al 99%, ed esempio, non hanno valore di stoccaggio), mentre per tutte le altre coperture si utilizzano i valori nazionali dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. Per le classi "ABOVE" and "BELOW" soil è stato adottato un procedimento di adeguamento dei valori a partire dalla biomassa legnosa iniziale. In particolare, la quantità di carbonio organico unitario (in ton/ha), corrispondenti alla biomassa iniziale, viene calcolata moltiplicando la biomassa legnosa complessiva per un opportuno coefficiente (0,17 per le conifere e 0,25 per le latifoglie). Successivamente tale quantità viene ripartita tra quella sviluppata soprassuolo (l'84%) e quella sviluppata nel sottosuolo (il 16%).

L'output generato dal simulatore è sempre la spazializzazione dell'indicatore Carbon Sequestration nel territorio con valori biofisici assoluti di carbonio stoccato per pixel (ton/pixel). Per la valutazione economica della funzione di stoccaggio del carbonio il simulatore si basa sulla quantificazione del costo sociale del carbonio (SCC) ovvero quello che contabilizza il danno marginale associato al rilascio di tonnellate di carbonio in atmosfera. Secondo questo approccio, ad ogni tonnellata di carbonio immagazzinata nel suolo viene associato un costo sociale evitato per il mancato rilascio del carbonio organico in atmosfera, e la conseguente produzione di CO<sub>2</sub> pari a 100 euro/ton.

### **Infiltrazione /water yield**

Le uniche modifiche apportate rispetto alla metodologia adottata da ISPRA riguardano i parametri relativi alle aree urbanizzate per le quali la User's Guide di Invest indica valori differenti da quelli immessi nel dataset nazionale. In particolare, il valore del coefficiente di evapotraspirazione per le classi antropiche non è stato parametrizzato omogeneamente sul valore di 0, ma è stato calcolato seguendo la formula suggerita dalla guida di Invest:  $K_c \text{ for built areas can be set to } f*0.1 + (1-f)*0.6$  where f is the fraction of impervious cover in the area. Here, evapotranspiration from pervious areas in built environments is assumed to be approximately 60% of reference evapotranspiration

(i.e. the average between lawn grass and bare soil). In addition, evaporation from impervious surface is assumed at 10% of PET. Should local data be available, the user may compute an annual average estimate of  $K_c$ , using the method described for crop factors.

#### 4.5 Analisi delle applicazioni della VAL SE nella pianificazione locale

Le esperienze di valutazione dei servizi ecosistemici già concluse sono ancora limitate alle sperimentazioni all'interno di alcuni progetti europei e di qualche iniziativa locale nell'ambito di applicazioni di norme regionali specifiche.

Questa analisi considera i casi principali, disponibili al 2017, che sono sostanzialmente i casi studio dei progetti tra cui il LIFE SAM4CP e il successivo LIFE SOS4LIFE, di cui al 2017 solo San Lazzaro con una sua lottizzazione (Idice) è stato completato, il caso studio per il comune di Roma che è stato condotto da ISPRA in collaborazione con il Comune nel 2017, e da ultimo la esperienza recentissima del Comune di Romano di Lombardia in provincia di Bergamo, che ha integrato la valutazione dei SE nell'analisi del contesto ambientale, in termini di vulnerabilità e resilienza, secondo quanto suggerito dalla Strategia di sostenibilità ambientale per la VAS regionale.

La selezione e lo studio di applicazioni di valutazione ha rappresentato una fase consistente del presente lavoro di ricerca.

Data la finalità dell'indagine, mirata alla evidenziazione degli elementi utili alla limitazione del consumo di suolo, sono stati considerati casi di applicazione della VAL SE nell'ambito di strumenti di Land use planning a scala locale, dunque esclusi tutti i piani sovraordinati (paesaggistici, territoriali, reti ecologiche sovracomunali) e quelli relativi ai settori dei trasporti, industriale, turistico, energetico, delle telecomunicazioni, agricolo, della gestione dei rifiuti e forestale. Di particolare interesse per la selezione sono i piani per i quali è stata o è in corso di svolgimento una procedura di VAS. La VAS infatti, accompagna l'iter pianificatorio fin dalle sue prime fasi e dovrebbe essere in grado, se ben applicata, di influire effettivamente sugli orientamenti e sui contenuti del piano. I criteri in base ai quali sono stati selezionati i casi studio sono stati dunque: la presenza di un'azione avviata che includesse il tema del consumo di suolo (valutazione, revisione della pianificazione, processo partecipativo, etc); lo stato di avanzamento del processo di valutazione e la reperibilità delle informazioni; la disponibilità di informazioni ambientali e disponibilità alla collaborazione dell'amministrazione locale.

Una prima valutazione è stata condotta sul X Municipio del Comune di Roma– nell'ambito della Conferenza urbanistica di Roma, poi ampliato a tutto il Comune attraverso la partecipazione a gruppi di lavoro del progetto Resilient cities e poi sviluppato come caso studio sull'intero Comune di Roma, sviluppato nell'ambito della collaborazione tra Roma Capitale e ISPRA, attraverso una specifica analisi dei SE sul territorio comunale relativa a scenari di applicazione del vigente piano regolatore, finalizzata ad orientare future varianti, presentata in un convegno pubblico nel 2017.

L'analisi condotta nella fase iniziale del lavoro, in corrispondenza dell'avvio delle attività del progetto LIFE SAM4CP, ha evidenziato che le applicazioni in Italia della valutazione dei servizi ecosistemici nella pianificazione locale erano ancora molto scarse, riassunte sostanzialmente nei casi studio di alcuni progetti tra cui lo stesso LIFE SAM4CP, il LIFE MGN e il successivo LIFE SOS4LIFE.

I casi utilizzati per confronto riguardano dunque le esperienze in corso di VAL SE nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP che riguardano la proposta di varianti finalizzate alla limitazione del consumo di suolo nei PRG nei Comuni del LIFE SAM Bruino Chieri e None, oggetto delle

sperimentazioni del progetto LIFE SAM4CP ed il Comune di San Lazzaro di Savena, oggetto della sperimentazione del progetto SOS4LIFE, entrambi sulla pianificazione locale basata sui servizi ecosistemici.

La scelta di adottare la VAL-SE in questo contesto può essere letta come una strategia decisionale, intendendo come strategia “la trasformazione intenzionale di uno o più elementi del processo decisionale finalizzata a determinare una configurazione favorevole all’assunzione di una scelta non incrementale (Dente, 2011). Sono identificabili in particolare quattro “famiglie di strategie” richiamate dall’autore, alle quali può essere ricondotta la introduzione della VALSE. Si tratta in particolare di: 1- manipolazione delle risorse; 2 – manipolazione delle modalità di interazione 3- manipolazione della posta e 4- manipolazione del network.

La semplice introduzione della valutazione, come premessa della costruzione del piano, certamente è configurabile come manipolazione delle risorse, che sono risorse conoscitive introdotte attraverso il rafforzamento della qualità scientifica della proposta e l’allargamento all’arena tecnico-scientifica, ma ha anche elementi di manipolazione della posta, poiché allarga il contenuto della decisione anche ad altri aspetti finora non considerati. E questo si applica a tutti i casi analizzati in questo studio. Non si riscontrano, nei casi analizzati, elementi di strategie relative alla modalità di interazione né relative alla modifica del network decisionale e delle sue caratteristiche (densità, complessità e centralità), che forse rappresenta una delle limitazioni alla efficacia dell’inserimento della VALSE nel processo di pianificazione.

Nei casi applicativi del progetto LIFE SMA4CP, in particolare, ha svolto un ruolo non indifferente la tipologia di procedura istituzionale prevista. In questi, casi infatti, l’inserimento della VAL SE non ha portato evidenti scostamenti dalla ordinaria procedura di co-pianificazione. Si deve sottolineare che tale procedura, che modifica la struttura della decisione partecipata e del dibattito pubblico insita nella filosofia della VAS dei piani, rappresenta essa stessa una forma di strategia decisionale del secondo tipo, di manipolazione della modalità di interazione, che ha spostato verso un approccio di tipo escludente poiché restringe la partecipazione ed i tempi della stessa entro rigidi e predefiniti confini.

In ogni caso, all’interno della strategia decisionale, come sopra identificata, si propone in questo studio una analisi dei casi applicativi che vuole essere un primo passo verso una collezione di casi studio decisionali (Dente, 2011), che rappresenta una strategia di ricerca particolarmente flessibile ed adatta a temi di (relativa) frontiera come quello indagato. Questa piccola iniziale collezione è perciò indagata cercando di rappresentare gli elementi relativi alle risorse messe a disposizione e alle poste, ovvero quali aspetti sono stati considerati (o esclusi). La rappresentatività è certamente relativa, poiché si tratta di pochi casi con percorsi parzialmente differenti, ma questa prima analisi certamente offrirà spunti e indicazioni per affinare l’indagine ed applicarla nel prossimo futuro alle esperienze che si stanno realizzando in questo periodo.

Nella analisi del problema decisionale nei diversi casi studio, è fondamentale circoscrivere cosa analizziamo. Possiamo considerare la valutazione dei SE come una diversa rappresentazione dell’oggetto della decisione, che può cambiare il contesto e di conseguenza portare ad una riconfigurazione del problema. In questo caso si analizza il contesto decisionale indagando come (e se) la applicazione della VALSE ha prodotto effetti. In questo tipo di analisi quella relativa agli attori è un passaggio indispensabile: l’assunto è che la partecipazione degli attori crea la scena della decisione e si creano i presupposti della sostenibilità sociale delle scelte. Gli strumenti devono essere adeguati agli attori, altrimenti è la scelta dello strumento di valutazione e la scelta di quali valori/temi/arene considerare inclusi ad identificare l’attore, creando una distorsione nella

rappresentazione del problema. Di conseguenza, rispetto ai casi studio analizzati, si è cercato di rappresentare queste dimensioni e in particolare gli attori che le valutazioni dichiarano di aver considerato ovvero portano alla luce.

Con tale consapevolezza delle limitazioni poste, le diverse esperienze sono descritte dunque, in base ai seguenti aspetti:

1. Caratterizzazione territoriale: dimensione territoriale, n. abitanti, periodo di riferimento, dati sul consumo di suolo (stato e trend).
2. Caratterizzazione metodologica della VALSE: Analisi del livello e dei criteri di valutazione dei SE adottata e delle fasi in cui è stata adottata
3. Caratterizzazione del processo decisionale:
  - Il contesto decisionale (tipo di procedura) e le fasi in cui il processo è divisibile
  - Definizione delle condizioni di partenza e degli obiettivi del promotore (in questo caso stato del CS, SE e obiettivi dichiarati per la variante);
  - Contenuto della decisione e gli oggetti della valutazione (intero piano o stralcio di porzione di territorio comunale, principali aspetti o temi introdotti)
  - Identificazione degli ostacoli principali (es. aumento della richiesta di trasformazione edilizia, scarsa attenzione per la qualità ambientale, scarsa confidenza con il tema ecosistemi, etc.) questa fase serve per rispondere alla domanda se l'eventuale insuccesso è correlabile alla presenza di un conflitto con attori in opposizione oppure alla mancanza di interesse da parte della coalizione proponente e comprendere i passaggi del percorso di decisione;
  - Cronologia del processo;
  - Gli attori del processo (anche in confronto rispetto alle precedenti varianti) in termini di tipologia di attori, risorse mobilitate, ruolo nell'interazione;
4. Caratterizzazione dei risultati ambientali:
  - il CS netto è aumentato?
  - I SE sono aumentati o diminuiti?
  - Quali SE sono diminuiti?
  - Quali interventi di mitigazione previsti su questi SE?
  - Ci sono state richieste di compensazione nell'ambito della procedura?

Sulla base di tale caratterizzazione e utilizzando il background di concetti sopra richiamato (Dente, 2011), è possibile trarre alcune conclusioni per rispondere alle due domande che questa ricerca affronta.

## 5 Risultati

### 5.1 I numeri del consumo di suolo in Italia e le stime dei SE a livello nazionale

Gli ultimi dati (ISPRA, 2017) mostrano come il consumo di suolo in Italia continui a crescere, pur segnando un importante rallentamento negli ultimi anni che viene confermato dai dati più recenti relativi al 2016. Nel periodo compreso tra novembre 2015 e maggio 2016 le nuove coperture artificiali hanno riguardato altri 50 chilometri quadrati di territorio, ovvero, in media, poco meno di 30 ettari al giorno. Una velocità di trasformazione di più di 3 metri quadrati di suolo che, nell'ultimo periodo, sono stati irreversibilmente persi ogni secondo.

Dopo aver toccato anche gli 8 metri quadrati al secondo degli anni 2000, il rallentamento iniziato nel periodo 2008-2013 (tra i 6 e i 7 metri quadrati al secondo) si è consolidato, quindi, negli ultimi anni (4 metri quadrati al secondo tra il 2013 e il 2015 e 3 metri quadrati al secondo nei primi mesi del 2016). Pur con una velocità ridotta, tuttavia, il consumo di suolo continua a coprire irreversibilmente aree naturali e agricole con asfalto e cemento, edifici e fabbricati, strade e altre infrastrutture, insediamenti commerciali, produttivi e di servizio, anche attraverso l'espansione di aree urbane, spesso a bassa densità.

I dati della nuova cartografia SNPA mostrano come, a livello nazionale, il consumo di suolo sia passato dal 2,7% stimato per gli anni '50 al 7,6% del 2016, con un incremento di 4,9 punti percentuali e una crescita percentuale del 184% (e con un ulteriore 0,22% di incremento negli ultimi sei mesi analizzati). In termini assoluti, il consumo di suolo ha intaccato ormai 23.039 chilometri quadrati del nostro territorio. Le aree più colpite risultano essere le pianure del Settentrione, dell'asse toscano tra Firenze e Pisa, del Lazio, della Campania e del Salento, le principali aree metropolitane, delle fasce costiere, in particolare di quelle adriatica, ligure, campana e siciliana (Figura 24)

Nel 2016, in 15 regioni viene superato il 5% di consumo di suolo, con il valore percentuale più elevato in Lombardia e in Veneto (oltre il 12%) e in Campania (oltre il 10%). Seguono Emilia-Romagna, Friuli Venezia Giulia, Lazio, Puglia e Liguria, con valori compresi tra l'8 e il 10%. La Valle d'Aosta è l'unica regione rimasta sotto la soglia del 3%. La Lombardia detiene il primato anche in termini assoluti, con quasi 310 mila ettari del suo territorio coperto artificialmente (circa il 13% dei 2,3 milioni di ettari del consumo di suolo nazionale è all'interno della regione Lombardia), contro i 9.500 ettari della Valle D'Aosta. Gli incrementi percentuali maggiori, tra la fine del 2015 e la metà del 2016, sono nelle regioni Sicilia, Campania e Lazio. Umbria, Basilicata e Friuli Venezia Giulia le regioni, invece, con gli incrementi percentuali minori. In valori assoluti, i cambiamenti più estesi sono avvenuti in Lombardia (648 ettari di nuove superfici artificiali), Sicilia (585 ettari), e Veneto (563).

Le stime a livello provinciale confermano, per il 2016, la provincia di Monza e della Brianza come quella con la percentuale più alta di consumo di suolo rispetto al territorio amministrato (oltre il 40%), con una crescita ulteriore, tra il 2015 e il 2016, di 22 ettari. Seguono Napoli e Milano (oltre il 30%), Trieste, Varese, Padova e Treviso. Tra queste, l'incremento maggiore si registra nella provincia di Treviso (186 ettari tra il 2015 e il 2016, il valore più alto a livello nazionale), quindi a Milano (87 ettari), Napoli (77) e Padova (71). Altre province con una crescita consistente sono Salerno (183), Roma (144) e Viterbo (133). Ogliastra, Matera, Verbano-Cusio-Ossola, Aosta e Nuoro, sono le province italiane con le percentuali di suolo consumato più basse, le uniche al di sotto del 3%. In termini assoluti, la provincia di Roma è l'unica a oltrepassare la soglia dei 70.000 ettari, seguita da quella di Torino (circa 60.000 ettari). Brescia supera, nel 2016, la soglia dei 55.000 ettari, mentre Milano si attesta sui 50.000. Salerno, Verona, Treviso e Padova hanno valori compresi tra i 40.000 e i 45.000 ettari. Più di un quinto (il 21,4%, quasi 5.000 km<sup>2</sup>) del suolo artificiale in Italia nel 2016, è concentrato nel territorio amministrato dalle 14 città metropolitane.

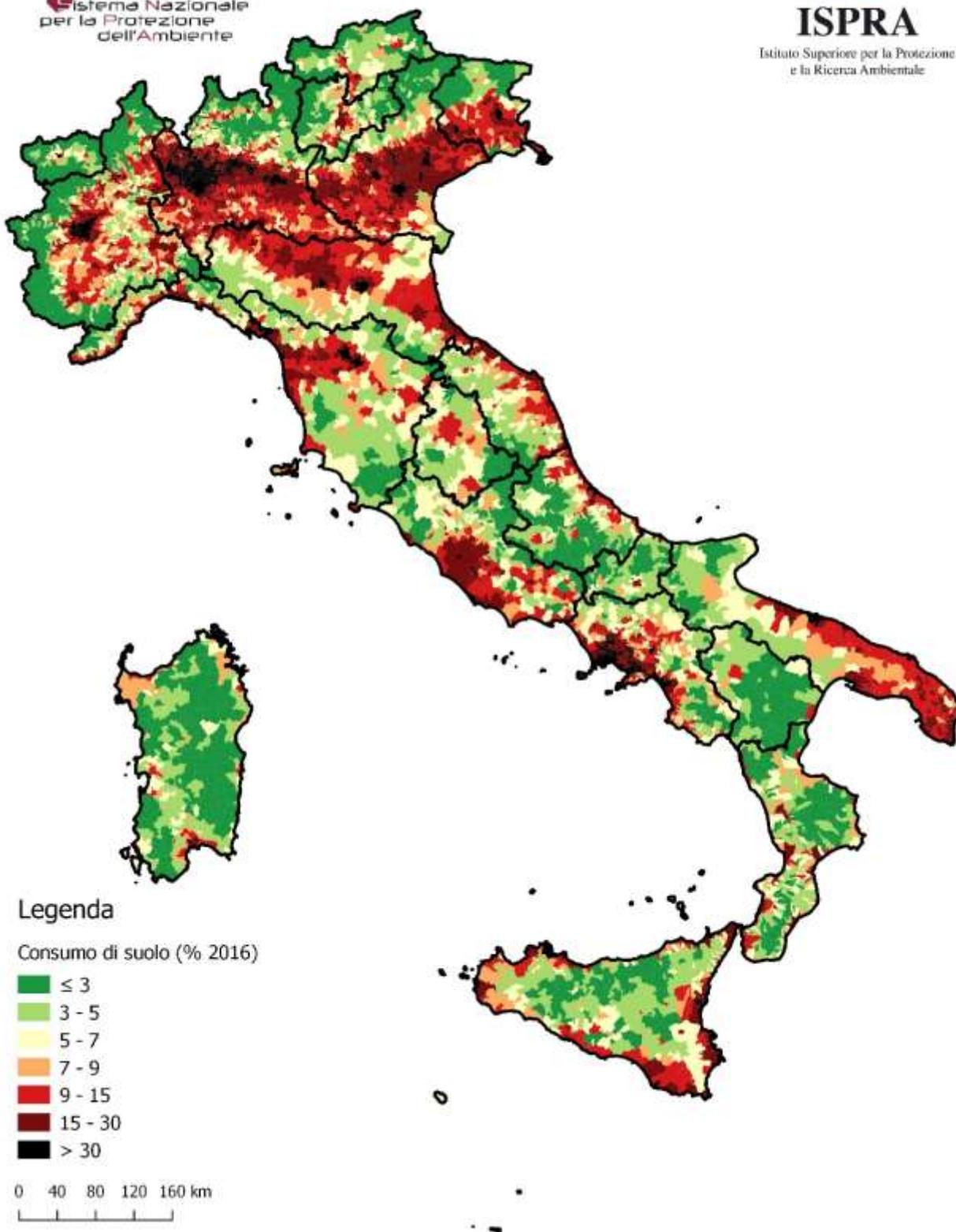


Figura 24 Consumo di suolo a livello comunale in percentuale sul territorio amministrato. Anno di riferimento: 2016. Fonte: ISPRA, 2017.

Analizzando la distribuzione territoriale, è evidente come, al di là delle maggiori aree metropolitane, le province del Nord Italia, con l'eccezione di Aosta, Verbano-Cusio-Ossola, Sondrio, Trento, Bolzano e Belluno, ovvero le principali province alpine, presentino percentuali di consumo di suolo generalmente sopra la media nazionale, insieme ad altre province costiere della Toscana, del Lazio, della Campania e delle Marche e, soprattutto, alle province pugliesi (con l'eccezione di Foggia) e del sud della Sicilia. I maggiori incrementi percentuali tra il 2015 e il 2016 si hanno nelle province di Viterbo, Pesaro e Urbino, Olbia-Tempio, Treviso, Salerno, Barletta-Andria-Trani, Benevento e Sassari.

A livello comunale, i maggiori valori di superficie consumata si riscontrano a Roma (31.564 ettari), con una crescita di ulteriori 54 ettari tra nei primi sei mesi del 2016, e in molti comuni capoluoghi di provincia: Milano (10.424 ettari), Torino (8.548), Napoli (7.408), Venezia (7.126), Ravenna (7.088), Palermo, Parma, Genova, Verona, Ferrara, Taranto, Catania, Perugia, Reggio Emilia e Ragusa (tra i 5.000 e i 7.000 ettari di suolo artificiale nel 2016). L'analisi ha messo in evidenza valori elevati anche in alcuni comuni che non sono capoluogo, come Vittoria (5.307 ettari) Marsala ed Eboli (circa 3.700 ettari). In termini percentuali si rileva che diversi comuni superano il 50%, e talvolta il 60%, di territorio consumato. Sono spesso comuni piccoli o medio piccoli che mostrano una tendenza a consumare suolo con dinamiche che si ricollegano ai processi di urbanizzazione dei rispettivi capoluoghi di provincia, con le caratteristiche tipiche di un'unica area metropolitana o piccolissimi comuni con i limiti amministrativi coincidenti, di fatto, con l'area urbanizzata. Il piccolo comune di Casavatore, in provincia di Napoli, si conferma al primo posto della graduatoria, con una percentuale di 89,73% di suolo artificiale nel 2016 (era 89,52% l'anno precedente). Dei dieci comuni con la maggiore percentuale di suolo consumato, otto sono nel Napoletano. Montalto di Castro (in provincia di Viterbo, con 65 ettari di nuovo consumo di suolo tra il 2015 e il 2016), Eboli (Salerno, 57 ettari), Roma (54 ettari) e Alcamo (Trapani, 52 ettari) sono i comuni dove l'incremento degli ultimi mesi è stato maggiore. In termini percentuali, la maggiore crescita delle superfici artificiali è avvenuta a Calcio (in provincia di Bergamo, cresciuto del 9,5%), Oschiri (Olbia-Tempio, 7,4%), Altivole (Treviso, 6,9%).

I cambiamenti sono dovuti a diverse cause, spesso presenti all'interno dello stesso comune, tra cui si segnalano alcune casistiche più frequenti riscontrate negli ultimi mesi analizzati: infrastrutture (in particolare nel Nord), nuovi cantieri (in particolare per nuove aree del commercio, poli logistici e opere pubbliche), edificazione dispersa, densificazione urbana, serre permanenti (in particolare nel Sud), campi fotovoltaici (complessivamente in misura minore rispetto agli anni precedenti). Tra i comuni maggiori, Roma è quello che è cresciuto di più (incremento di 54 ettari e dello 0,17%), seguita da Torino (23 ettari, 0,27%), Bologna (17 ettari, 0,37%), Catania (13 ettari, 0,25%), Bari (9 ettari, 0,18%), Napoli (8 ettari, 0,11%) e Venezia (6 ettari, 0,09%).

La distribuzione sul territorio dei cambiamenti avvenuti tra il 2012 e il 2016, in un arco di tempo quindi più lungo e maggiormente rappresentativo delle dinamiche recenti, evidenzia una maggiore concentrazione nelle aree della pianura padano-veneta, nelle fasce periurbane delle principali aree metropolitane (in particolare Milano, Venezia, Roma, Napoli e Bari, nei comuni costieri dell'Adriatico e della Sicilia, in buona parte della Campania e nella Puglia centro-meridionale.

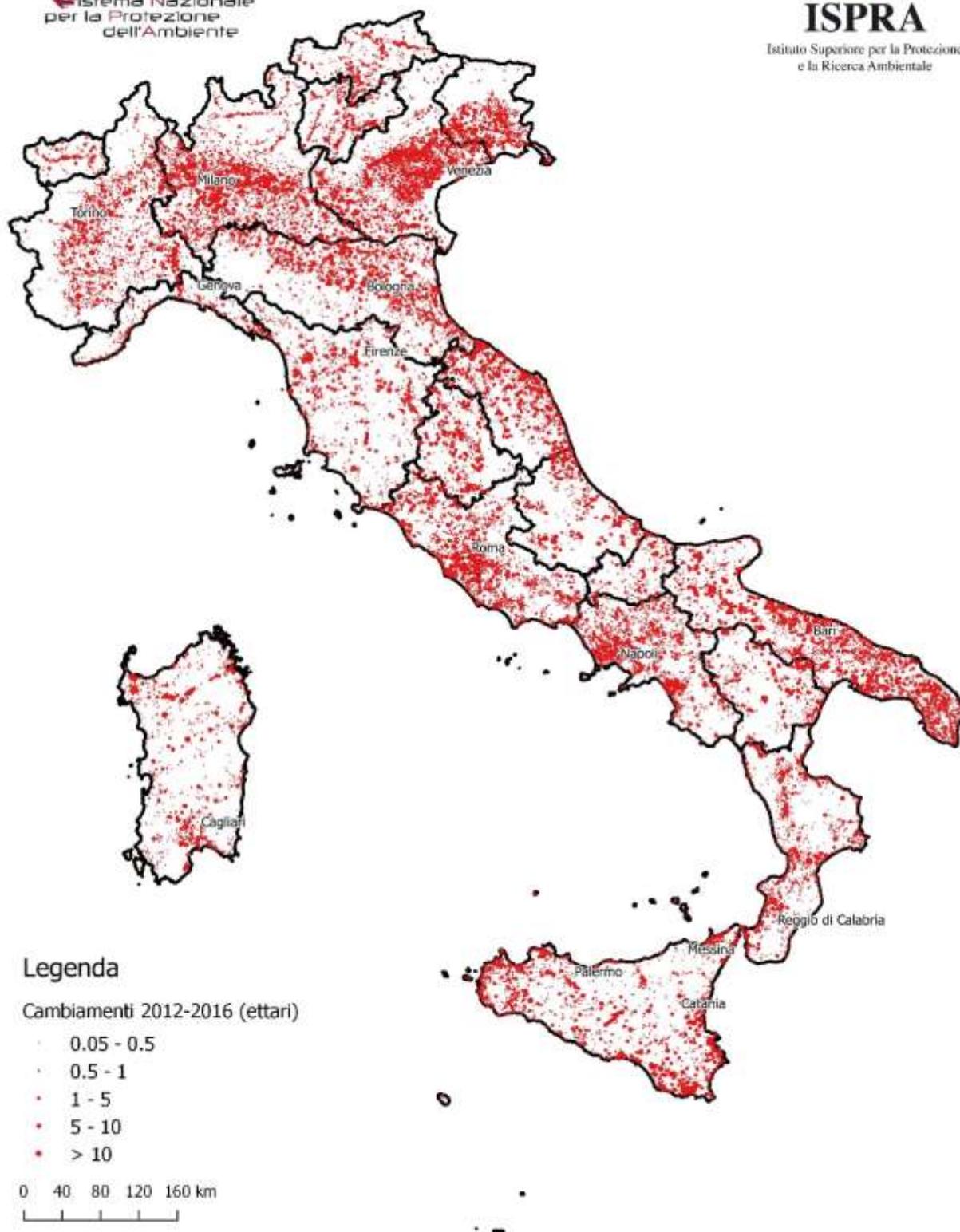


Figura 25 Principali cambiamenti da suolo agricolo, naturale e seminaturale verso suolo a copertura artificiale avvenuti tra il 2012 e il 2016. Fonte: ISPRA, 2017.

A scala nazionale la maggior parte del consumo di suolo avviene in un contesto con copertura artificiale a media o bassa densità, mentre meno del 10% dei cambiamenti avviene in contesti già compatti. Le aree suburbane e quelle della diffusione urbana degli ultimi decenni sono quelle dove si concentra il fenomeno, come nelle molte periferie urbane dove vi è una maggiore facilità di trasformazione delle aree scoperte rimaste incluse nelle aree urbanizzate o intercluse tra gli assi infrastrutturali o comunque in territori che hanno già perso il carattere di diffusa naturalità o ruralità.

Le città italiane hanno, a partire dal secondo dopoguerra, perso progressivamente il carattere di compattezza che le contraddistingueva, per disperdersi diffondendosi sul territorio, spesso in assenza di un'adeguata pianificazione, e cancellando il limite tra "città" e "campagna", inseguendo modelli dello *sprawl* urbano e della bassa densità insediativa tipici di altri contesti (e di altri spazi), come quello nordamericano. Questi modelli di espansione sono responsabili di effetti significativi sulla qualità del paesaggio e sulla resilienza del capitale naturale, in particolare con effetti diretti su alcuni dei servizi ecosistemici.

Il risultato della crescita dell'urbanizzazione secondo forme a vario grado disperse e dello sviluppo della rete infrastrutturale e commerciale è anche la frammentazione del territorio (Figura 3). La frammentazione degli habitat in porzioni sempre più esigue e non connesse tra loro, infatti, porta a una conseguente riduzione della connettività ecologica che è espressione di funzionalità degli ecosistemi. È dunque di centrale importanza monitorare sia le trasformazioni nel tempo sia le differenze tra le città, con particolare riferimento alle zone a bassa densità e di margine che sono maggiormente a rischio per il consumo di suolo.

A livello europeo la percentuale del consumo di suolo, pari al 4,3% (Eurostat, 2016), è poco più della metà di quella italiana e gli ultimi dati relativi all'incremento dell'impermeabilizzazione del suolo nei paesi europei mostrano come l'Italia, in termini di aumento annuale medio nel periodo 2009-2012 in percentuale rispetto al proprio territorio, abbia valori tra i più elevati (peggio dell'Italia fanno solo il Lichtenstein e Cipro), pari a quasi il doppio di quelli della Spagna, cinque volte quelli della Germania e dieci volte quelli della Francia (EEA, 2017a).

I dati evidenziano anche l'avanzare di fenomeni quali la diffusione, la dispersione, la decentralizzazione urbana da un lato e la densificazione di aree urbane dall'altro. Tali processi riguardano soprattutto le aree costiere mediterranee e le aree di pianura, mentre al contempo, soprattutto in aree marginali, si assiste all'abbandono delle terre e alla frammentazione delle aree naturali. La tendenza degli ultimi anni vede comunque l'incremento significativo di un processo, guidato prevalentemente dalla rendita urbana, di progressiva densificazione e saturazione degli spazi agricoli e naturali e di tutti quei "vuoti urbani" rimasti all'interno delle città, che sono essenziali per la qualità della vita dei cittadini, dell'ambiente e del paesaggio.



Sistema Nazionale  
per la Protezione  
dell'Ambiente



**ISPRA**

Istituto Superiore per la Protezione  
e la Ricerca Ambientale

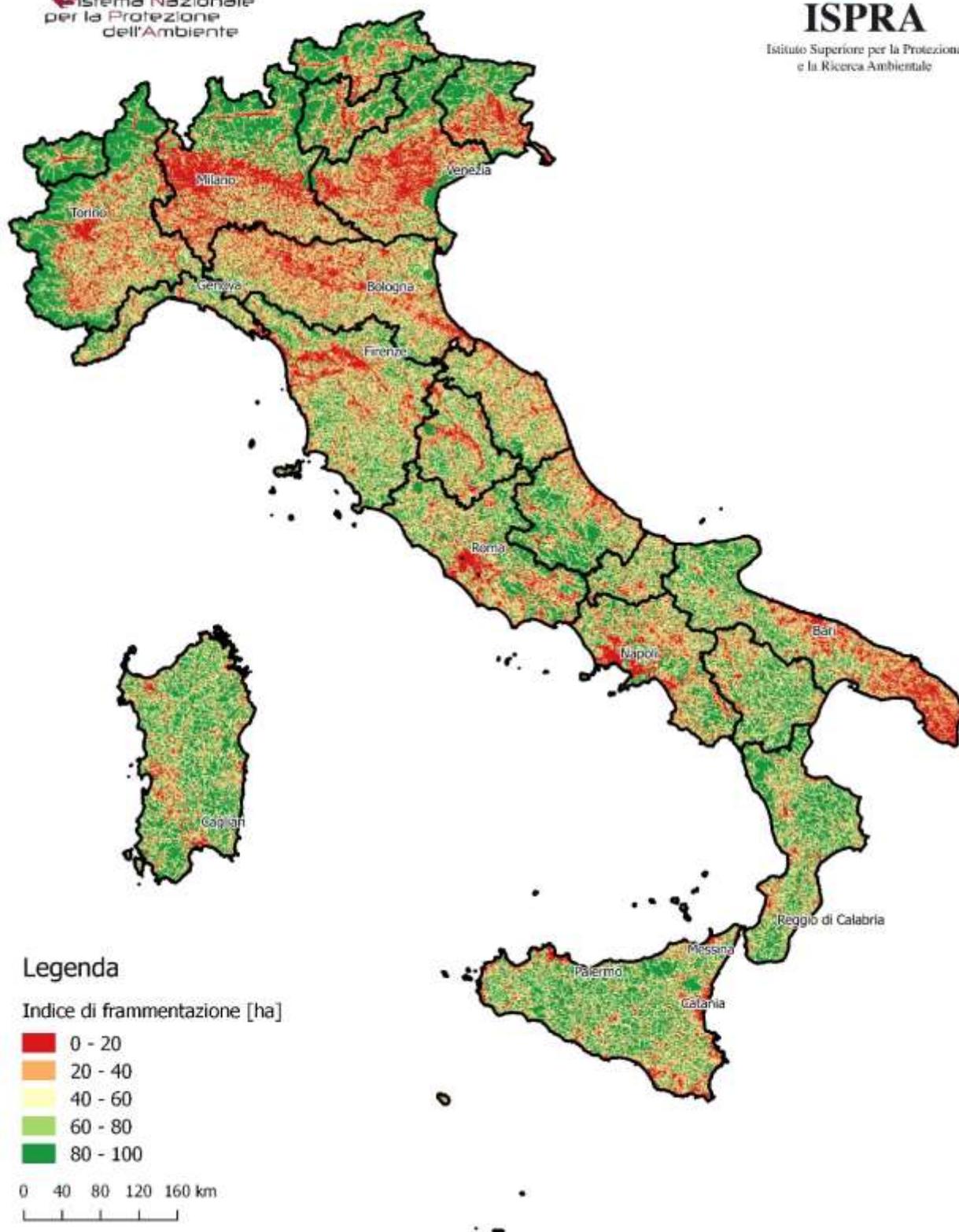
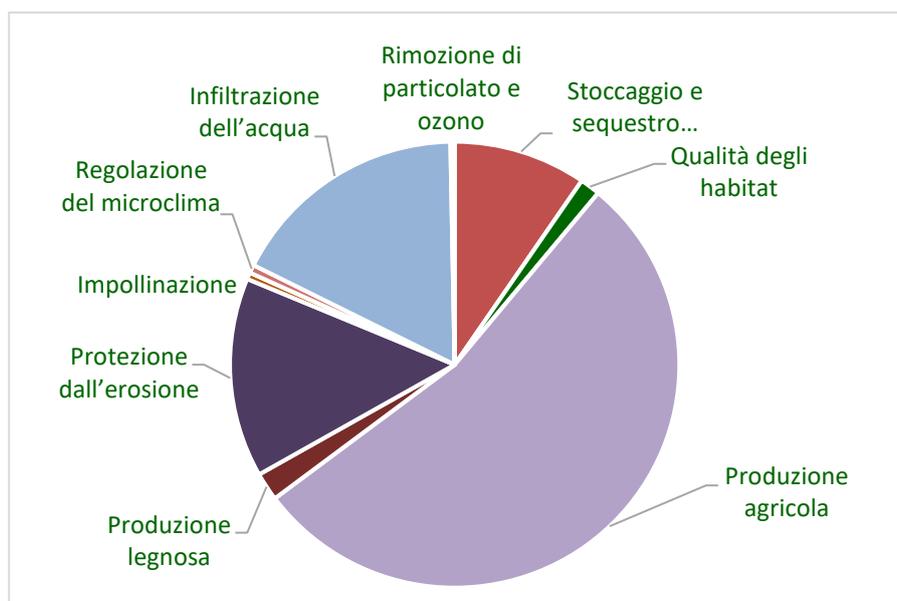


Figura 26 Frammentazione

Le conseguenze di tali trasformazioni del nostro fragile territorio sono evidenti, con l'aumento del rischio idrogeologico, la riduzione della produzione agricola e della capacità di regolare il clima e i processi naturali, l'aumento del degrado del suolo e del paesaggio, la perdita di biodiversità e di tutti quei servizi ecosistemici, fondamentali per la nostra esistenza e per il nostro benessere. Anche dal punto di vista strettamente economico, come ci indica la Commissione Europea (2013), l'impatto non è sostenibile, alla luce della perdita consistente di servizi ecosistemici e all'aumento di quei "costi nascosti", dovuti alla crescente impermeabilizzazione del suolo. A partire dall'edizione del 2016, ISPRA fornisce stime dei principali servizi ecosistemici, sulla base delle metodologie sopra descritte, identificate attraverso un costante lavoro di approfondimento, partito con il progetto LIFE SAM4CP e proseguito attraverso numerose collaborazioni e confronti. I risultati sono ottenuti attraverso la valutazione biofisica ed economica dei servizi ecosistemici basati sulla mappatura aggiornata del consumo di suolo. Come già anticipato, alcuni dei nove servizi analizzati, sono valutati attraverso con la *suite* di modelli *InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs; AA.VV., 2015)*, fornita dal *Natural Capital Project.*, mentre le valutazioni dei restanti servizi ecosistemici sono state effettuate con diverse metodologie.

La mappatura del consumo di suolo utilizzata permette di confrontare la copertura del suolo al 2012, anno di riferimento rispetto al quale sono stati valutati gli effetti dei cambiamenti 2012-2016, con il consumo al 2016. Per ottenere le due mappature è stata effettuata un'integrazione tra gli *High Resolution Layers*, il *Corine Land Cover* e la carta nazionale del consumo di suolo 2012, integrando le variazioni 2012-2016 di suolo consumato. La metodologia applicata per la costruzione delle carte di uso e copertura del suolo non permette di valutare le variazioni dei servizi ecosistemici determinate dalle trasformazioni avvenute tra tutte le tipologie come, ad esempio, da agricolo a forestale o da agricolo intensivo ad agricolo estensivo, ma solo l'impatto dei cambiamenti di copertura del suolo da non artificiale (naturale, seminaturale e agricolo) ad artificiale. Si tratta di stime indicative e preliminari dei costi aggiuntivi che si dovranno affrontare a livello nazionale a causa della perdita di servizi prodotta dal consumo di suolo realizzato dal 2012 al 2016.

I dati per il 2017 evidenziano come il consumo di suolo degli ultimi quattro anni abbia portato a maggiori costi, a causa di servizi ecosistemici non più assicurati da un territorio ormai artificializzato, che sono valutati tra i 600 e gli 900 milioni di euro l'anno, pari ad un costo compreso tra 30.591 e 44.400 euro per ogni ettaro di suolo consumato. Relativamente alla ripartizione di tali costi, si evidenzia come il contributo maggiore sia da attribuire alla produzione agricola, che incide per il 45% nel caso del massimo del range dei valori considerati, alla protezione dell'erosione (20%), al sequestro del carbonio (14%) e all'infiltrazione dell'acqua (14%). In estrema sintesi si può affermare come il consumo di suolo agroforestale e rurale avvenga a discapito delle principali funzioni che la stessa scienza economica assegna all'ambiente: produzione di beni e materie prime (che, in questo caso, assolvono bisogni primari come acqua e cibo) e assorbimento degli scarti della produzione umana (in questo caso la CO<sub>2</sub> derivante dai processi produttivi).



**Figura 27** Distribuzione dei costi della perdita di SE

Le stime economiche ottenute, inoltre, non considerano la totalità dei servizi ecosistemici, ma solo una loro parte, poiché nella valutazione dei servizi, come già discusso sopra, vengono trascurate le quote di consumo della risorsa non rinnovabile suolo. I “costi nascosti” (Commissione Europea, 2013) del consumo di suolo, quindi, potrebbero essere ben maggiori rispetto ai valori riportati. Come evidenziato nel Rapporto (ISPRA, 2017) la valutazione a scala nazionale resta preliminare e non ha la pretesa di esplicitare né la totalità dei servizi ecosistemici forniti dal suolo non consumato, né il loro valore complessivo e necessita, in alcuni casi, di opportuni approfondimenti che lasciano lo spazio a ottimizzazioni, adattamenti e miglioramenti futuri. È stato già detto che i valori enunciati rappresentano una sottostima del reale flusso di servizi che i processi ecologici forniscono per il benessere umano e sarà quindi necessario sia completare la gamma di servizi stimati, sia continuare ad affinare le metodologie di stima. In ogni caso viene specificato chiaramente che tale valutazione economica – e quindi l’assegnazione di prezzi – dei beni ambientali non è un modo per “commercializzare” la natura, ma solo il metodo per potere mettere maggiormente in evidenza – sia a livello pubblico che privato – il valore (intero) del Capitale Naturale.

**Tabella 27** Stima preliminare dei costi annuali minimi e massimi dovuti al consumo di suolo avvenuto tra il 2012 e il 2016 in Italia. Fonte: elaborazioni ISPRA

Servizio ecosistemico	Valore minimo [€/anno]	Valore medio [€/anno]	Valore massimo [€/anno]
Stoccaggio e sequestro del carbonio	-14.548.507	-73.348.723	-132.148.938
Qualità degli habitat	-11.146.847	-11.146.847	-11.146.847
Produzione agricola	-412.049.834	-412.049.834	-412.049.834
Produzione legnosa	-15.665.938	-15.665.938	-15.665.938
Protezione dall’erosione	-33.060.912	-110.995.495	-188.930.078
Impollinazione	-3.195.550	-3.731.128	-4.266.706
Regolazione del microclima	-1.830.676	-4.576.690	-7.322.703
Infiltrazione dell’acqua	-132.918.045	-132.918.045	-132.918.045
Rimozione di particolato e ozono	-1.129.569	-2.304.998	-3.480.426
<b>Totale</b>	<b>-625.545.878</b>	<b>-766.737.697</b>	<b>-907.929.515</b>

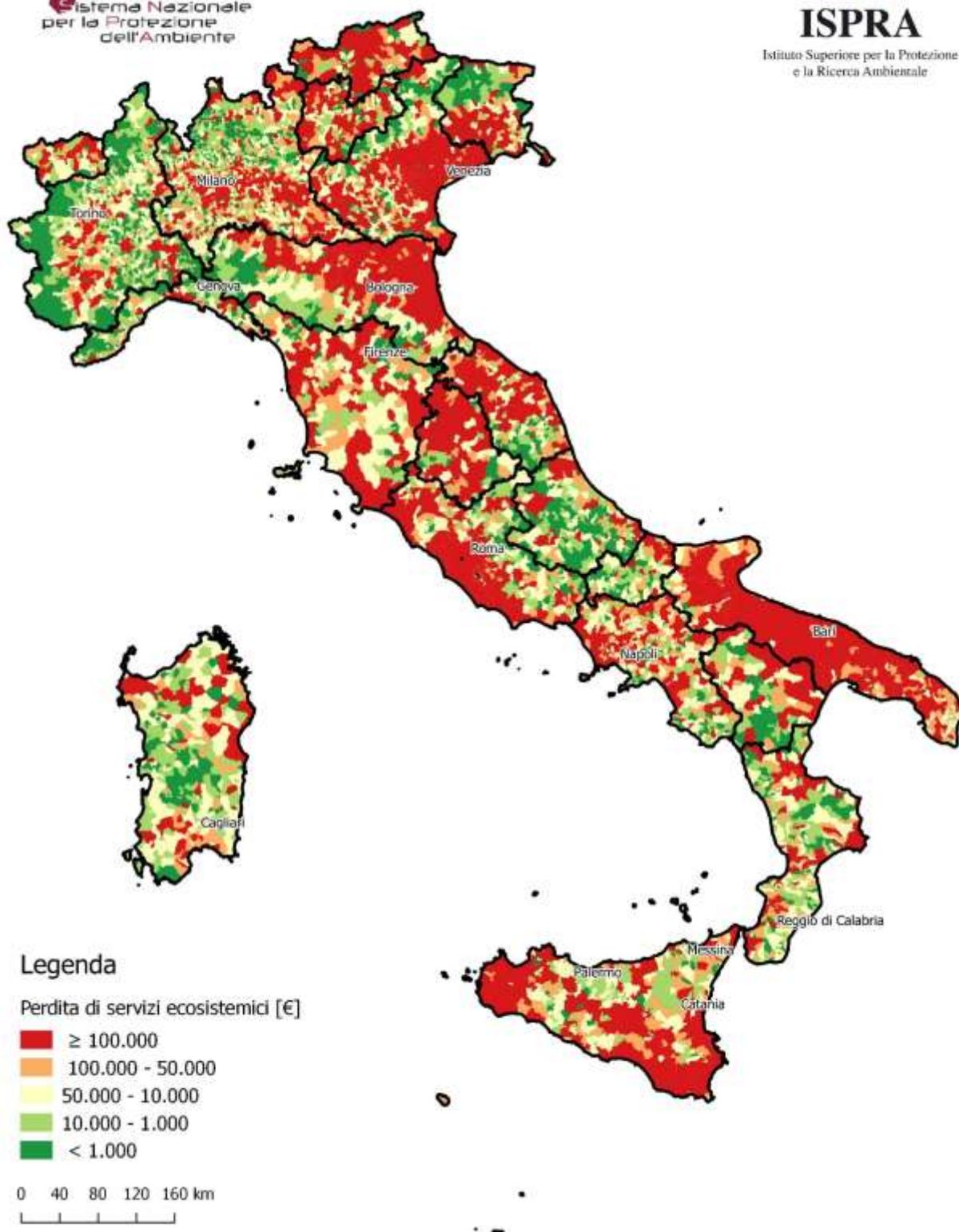


Figura 28 Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (costi complessivi) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2016, in Euro per anno per comune

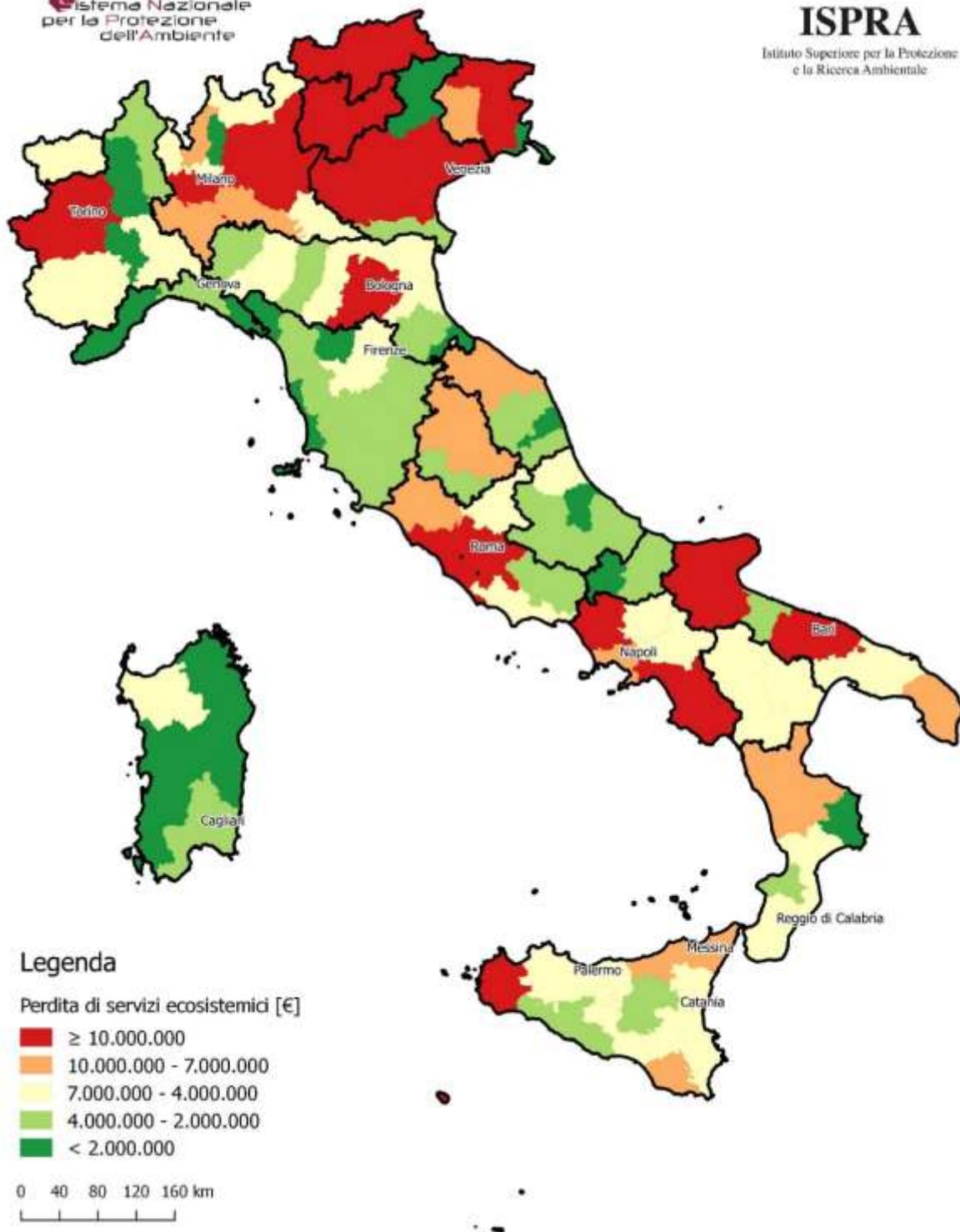
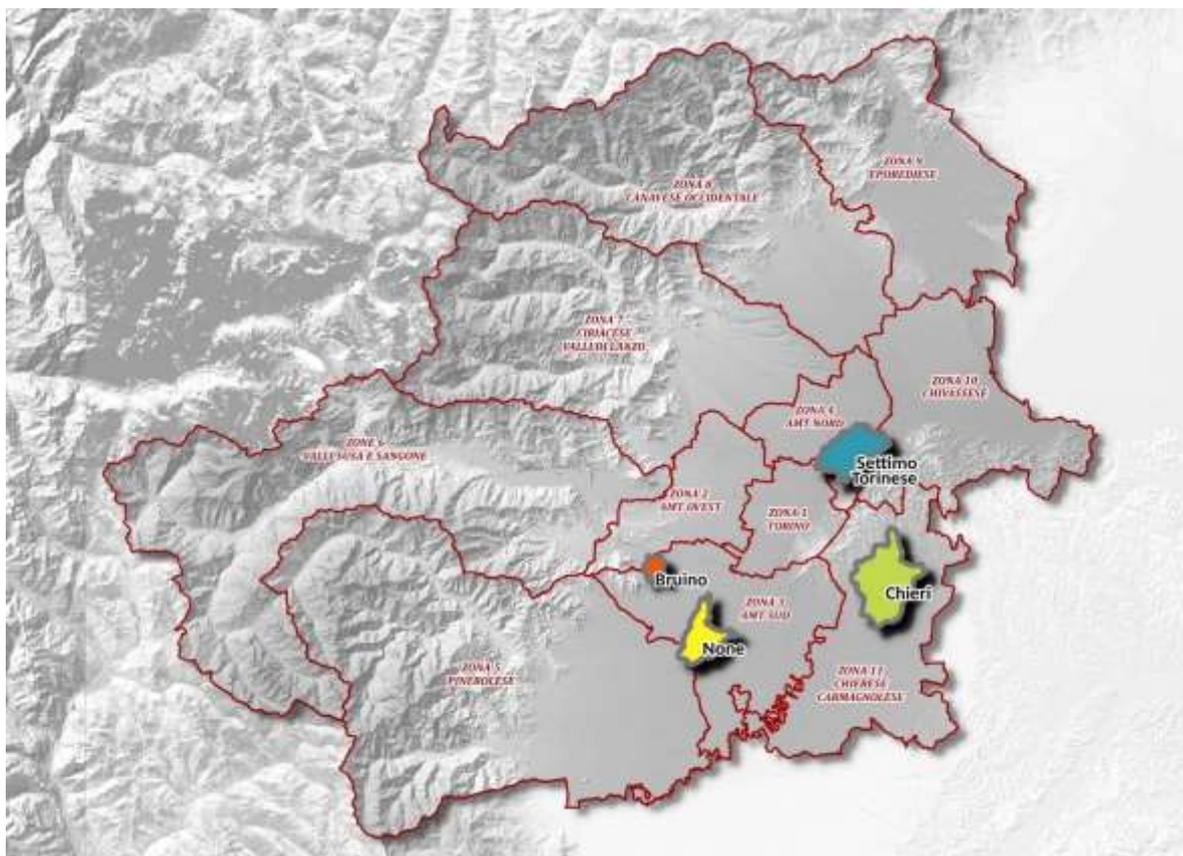


Figura 29 Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (costi complessivi) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2016, in Euro per anno per provincia.

## 5.2 Le applicazioni a scala locale nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP

I casi applicativi di seguito descritti sono stati realizzati nell'ambito delle azioni B5 e B6 del Progetto LIFE SAM4CP, con il supporto scientifico del Politecnico di Torino che ha sviluppato la metodologia a scala locale. L'azione B5 in particolare è stata dedicata alla costruzione del modello di valutazione, attraverso una sperimentazione iniziale nel comune di Bruino.

Gli altri comuni nei quali sperimentare il modello così predisposto (azione B6 del progetto) sono stati selezionati attraverso un bando, presentato in occasione del Seminario pubblico il 15 giugno 2015, rivolto a tutti i Comuni della Città Metropolitana di Torino. In esito alla selezione tra i comuni che avevano manifestato interesse, sono stati selezionati i comuni di Chieri, None e Settimo torinese.



**Figura 30 I comuni della sperimentazione SAM4CP: Bruino caso pilota, None contesto rurale, Chieri contesto collinare, Settimo contesto metropolitano.**

**Tabella 28 Consumo di suolo nei comuni della sperimentazione**

Dati sul consumo di suolo nei comuni della sperimentazione – Regione Piemonte al 2013									
Comune	Sup. (ha)	CSU		CSI		CSR		CSC	
	(ha)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Bruino	557	281	50,47	6	1,06	0	0,00	287	<b>51,53</b>
Chieri	5.420	816	15,06	82	1,51	0	0,00	898	<b>16,56</b>
None	2.464	273	11,09	34	1,36			307	<b>12,45</b>
Settimo torinese	3.237	937	28,95	112	3,47	15	0,48	1.065	<b>32,90</b>

Dati sul consumo di suolo nei comuni della sperimentazione – Dati ISPRA al 2016			
Comune	suolo consumato [ha]	suolo non consumato [ha]	suolo consumato sulla superficie amministrativa [%]
Bruino	263,91	293,27	<b>47,3653</b>
Chieri	873,55	4549,3	<b>16,10869</b>
None	346,29	2119,07	<b>14,04622</b>
Settimo Torinese	1292,17	1946,21	<b>39,90174</b>

Il consumo di suolo nei diversi comuni soggetti alla sperimentazione assume dimensioni e caratteristiche differenti. In base ai dati più aggiornati (ISPRA, 2017) per Bruino, che è anche il comune più piccolo, il valore è molto alto e si avvicina a quello di Torino, che secondo i dati ISPRA ha raggiunto nel 2016 una copertura artificiale superiore al 65% e di cui risente fortemente l'influenza. Molto alto anche il consumo a Settimo Torinese, il comune più grande, con quasi il 40%. Sempre rilevante, rispetto alla media provinciale di 8,76 (al 2016) anche per i due comuni di Chieri e None entrambi sopra il 15%.

Le differenze tra i valori tratti dal monitoraggio regionale discendono da diversità nella metodologia di acquisizione e dal progressivo miglioramento del dettaglio dell'analisi, pertanto la differenza di valori, in particolare per Bruino, non va letta come una diminuzione di consumo. Confrontando infatti dati omologhi dell'ISPRA, tra il 2012 e il 2016 a Bruino la % di suolo consumato è passata da 47,13 del 2012 al 47,36 attuale.

Il progetto LIFE SAM4CP, come descritto in precedenza, ha come obiettivo quello di supportare le amministrazioni locali con strumenti conoscitivi e decisionali per la limitazione del consumo di suolo, e fa riferimento alla pianificazione di livello regionale e provinciale, in particolare il PTR del 2011 che all'art.31 pone i limiti quantitativi al consumo di suolo e il PTC2 anch'esso del 2011, che anticipa i piani locali con una serie di zonizzazioni e prescrizioni per la trasformazione d'uso dei suoli.

Il PTR in particolare introduce esplicitamente la filosofia della compensazione (art.31 c.3) quale contropartita al nuovo suolo consumato e indica esplicitamente di promuovere le pratiche perequative nella pianificazione locale. Si dispone il monitoraggio ogni 5 anni (periodo piuttosto lungo), all'interno dei quali in assenza di soglie specifiche poste a livello provinciale, vale la soglia massima 3% della superficie urbanizzata esistente.

Merita evidenziare che l'urbanizzato esistente è un concetto piuttosto ambiguo e critico, poiché lascia aperte molte possibili interpretazioni. Da segnalare infatti che, tale limite del 3% può essere valutato rispetto all'urbanizzato previsto nella pianificazione vigente e non su quella effettivamente attuata, cosa più coerente con la indicazione del PTR che specifica "superficie urbanizzata esistente", non urbanizzanda.

Considerata la relevantissima entità delle superfici urbanizzande nei piani vigenti, questa diversa interpretazione rende del tutto inefficace la soglia del 3%, che non viene mai raggiunta si fatto pure a fronte di rilevanti incrementi di consumo di suolo.

Per la Provincia di Torino non sono state definite le soglie massime per categorie di comuni. Il PTR richiede anche che nella revisione degli strumenti urbanistici venga effettuata una analisi della domanda di edificazione (c.9) che nei comuni oggetto di sperimentazione è stata solo parzialmente considerata (ad.es. Chieri ha considerato le domande di retrocessione), ma non è

stata fatta la verifica del patrimonio edilizio esistente e non utilizzato, di quello sotto-utilizzato e di quello da recuperare, in nessuna delle varianti analizzate.

Si sottolinea in merito a questo aspetto che i contenuti del Rapporto ambientale per la VAS, come rideterminati con la DD del 2017, indicano chiaramente la necessità per ciascuno degli interventi di effettuare una comparazione tra la situazione attuale e la situazione che si verificherebbe a seguito dell'attuazione del Piano, indicando le variazioni di superficie, le diverse destinazioni d'uso e la superficie di suolo soggetta a impermeabilizzazione; e di inserire la dimostrazione dell'effettiva necessità di nuove aree di espansione urbanistica, valutando il patrimonio edilizio esistente non utilizzato e lo stato di attuazione dello Strumento Urbanistico vigente.

Il consumo di suolo in Piemonte. Norme tecniche di attuazione del PTR Art. 31. Contenimento del consumo di suolo

[1] Il PTR riconosce la valenza strategica della risorsa suolo, in quanto bene non riproducibile, per il quale promuove politiche di tutela e salvaguardia, volte al contenimento del suo consumo.

[2] Il consumo di suolo è causato dall'espansione delle aree urbanizzate, dalla realizzazione di infrastrutture, dalla distribuzione sul territorio delle diverse funzioni o da altri usi che non generano necessariamente impermeabilizzazione (attività estrattive, aree sportive-ricreative, cantieri, ecc.) e che comportano la perdita dei caratteri naturali e producono come risultato una superficie artificializzata.

**[3] La compensazione ecologica rappresenta una modalità per controllare il consumo di suolo, destinando a finalità di carattere ecologico, ambientale e paesaggistico, alcune porzioni di territorio, quale contropartita al nuovo suolo consumato.**

Indirizzi

[4] Gli strumenti per il governo del territorio assumono come obiettivo strategico la riduzione ed il miglioramento qualitativo dell'occupazione di suolo in ragione delle esigenze ecologiche, sociali ed economiche dei diversi territori interessati.

[5] La pianificazione settoriale, in coerenza con le finalità del PTR, definisce politiche volte a contenere il consumo di suolo e la frammentazione del territorio derivanti dalle azioni oggetto delle proprie competenze.

[6] La pianificazione locale definisce politiche di trasformazione volte a: a) garantire un uso parsimonioso del territorio favorendo lo sviluppo interno agli insediamenti, attribuendo priorità assoluta per le aree urbanizzate dismesse e da recuperare, contrastando il fenomeno della dispersione insediativa; b) limitare il consumo di suolo agendo sull'insediato esistente (trasformazione e riqualificazione), tutelando il patrimonio storico e naturale e le vocazioni agricole ed ambientali del territorio, anche mediante misure di compensazione ecologica; c) ridurre all'indispensabile gli interventi di nuova edificazione, demolizione e ricostruzione di edifici nelle aree rurali se non strettamente funzionali all'esercizio dell'attività agro-silvo-pastorale e delle attività integrative.

Direttive

[7] Per il monitoraggio del consumo di suolo, la Giunta regionale predispone strumenti atti a realizzare un sistema informativo coerente e condiviso aggiornabile almeno ogni cinque anni, nonché criteri e metodologie per il contenimento del consumo di suolo (banche dati, linee guida,

buone pratiche), garantendo il necessario coordinamento con le province che collaborano alla predisposizione di tale sistema.

[8] Il piano territoriale provinciale, anche sulla base delle indicazioni di cui al comma 6, definisce **soglie massime di consumo di suolo per categorie di comuni**, anche in coerenza con quanto previsto dal PPR, ed in ragione delle seguenti caratteristiche : a) superficie complessiva del territorio comunale; b) fascia altimetrica; c) classi demografiche; d) superficie del territorio comunale che non può essere oggetto di trasformazione a causa della presenza di vincoli; e) superficie urbanizzata; f) dinamiche evolutive del consumo di suolo nell'ultimo decennio o quinquennio; g) densità del consumo di suolo in relazione alle diverse destinazioni d'uso.

[9] La pianificazione locale, al fine di contenere il consumo di suolo rispetta le seguenti direttive: a) **i nuovi impegni di suolo a fini insediativi e infrastrutturali possono prevedersi solo quando sia dimostrata l'inesistenza di alternative di riuso e di riorganizzazione degli insediamenti e delle infrastrutture esistenti. In particolare è da dimostrarsi l'effettiva domanda previa valutazione del patrimonio edilizio esistente e non utilizzato, di quello sotto-utilizzato e di quello da recuperare**; b) non è ammessa la previsione di nuovi insediamenti residenziali su territori isolati dagli insediamenti urbani esistenti. Il nuovo insediato deve porsi in aree limitrofe ed organicamente collegate alla città già costruita, conferendo a quest'ultima anche i vantaggi dei nuovi servizi e delle nuove attrezzature, concorrendo così alla riqualificazione dei sistemi insediativi e degli assetti territoriali nel loro insieme; c) quando le aree di nuovo insediamento risultino alle estreme propaggini dell'area urbana, esse sono da localizzare ed organizzare in modo coerente con i caratteri delle reti stradali e tecnologiche e concorrere, con le loro morfologie compositive e le loro tipologie, alla risoluzione delle situazioni di frangia e di rapporto col territorio aperto evitando fratture, anche formali, con il contesto urbano. Nella scelta delle tipologie del nuovo edificato sono da privilegiare quelle legate al luogo ed alla tradizione locale; d) **promuove il ricorso alla compensazione ecologica, anche mediante l'utilizzo di tecniche perequative.**

[10] **In assenza della definizione delle soglie di cui al comma 8 le previsioni di incremento di consumo di suolo ad uso insediativo consentito ai comuni per ogni quinquennio non possono superare il 3% della superficie urbanizzata esistente.**

[11] La soglia di cui al comma 10, quando le previsioni siano coerenti con le indicazioni e prescrizioni del PTR e del PPR, potrà essere superata per la realizzazione di opere pubbliche non diversamente localizzabili, in caso di accordo tra Regione, provincia e comuni per la realizzazione di interventi di livello sovralocale o nel caso di piani intercomunali o di singoli piani redatti sulla base di accordi e/o intese con i comuni contermini, mediante il ricorso a sistemi perequativi e compensativi.

Come anticipato gli strumenti realizzati dal progetto LIFE SAM4CP sono predisposti per accompagnare non solo la fase di formazione del piano ma anche la successiva fase di valutazione strategica dei piani.

La procedura di Verifica di assoggettabilità a VAS della Variante, in base a quanto disposto dalla L.r. 56/77 e s.m.i., del Piemonte e specificato dalla recente Deliberazione della Giunta Regionale 29 febbraio 2016, n. 25-2977 Disposizioni per l'integrazione della procedura di valutazione ambientale strategica nei procedimenti di pianificazione territoriale e urbanistica, ai sensi della legge regionale 5 dicembre 1977, n. 56, è necessaria in quanto si procede attraverso una Variante Strutturale e si applica come: "verifica preventiva di assoggettabilità alla VAS. Nel caso in cui il PRG oggetto di variante sia stato sottoposto alla VAS, la verifica di assoggettabilità e la eventuale VAS

sono limitate agli aspetti che non sono stati oggetto di precedente valutazione". La norma è stata di recente specificata per il Piemonte con la DD 19 gennaio 2017, n. 31 Valutazione Ambientale Strategica. Aggiornamento del documento tecnico di indirizzo: "Contenuti del Rapporto Ambientale per la pianificazione locale", approvato con d.g.r. 12 gennaio 2015, n. 21- 892. Il testo della norma specifica che essendo la probabilità di produrre effetti significativi sull'ambiente l'elemento determinante ai fini della sottoposizione a valutazione, nei casi in cui emerga la probabilità di tali effetti significativi già nel corso della predisposizione della variante, si ritiene necessaria la sottoposizione alla fase di valutazione, avviando direttamente la specificazione, senza svolgere la fase di verifica, come specificato all'articolo 17, comma 10 della l.r. 56/1977, anche in applicazione dei principi comunitari di precauzione e di proporzionalità.

Nel caso delle Varianti Strutturali, il parere regionale in merito all'assoggettabilità alla fase di valutazione, espresso nella conferenza di co-pianificazione e valutazione, assume carattere vincolante e in caso di esclusione da VAS, e l'autorità procedente dovrà dare atto nelle fasi successive di approvazione dello strumento di aver tenuto conto delle prescrizioni formulate con il provvedimento emesso, pubblicato sul sito dell'amministrazione competente.

La VAS dovrebbe rappresentare un supporto alla pianificazione durante l'iter decisionale, finalizzato a consentire la ricerca e l'esame di alternative sostenibili e soluzioni efficaci dal punto di vista ambientale mediando e sintetizzando obiettivi di sviluppo socioeconomico e territoriale ed esigenze di sostenibilità ambientale e successivamente per condurre la verifica delle ipotesi pianificatorie. Tuttavia, nelle condizioni sopra descritte, il confronto sulla valutazione ambientale avviene solo a piano formato, quando questo viene presentato in conferenza di co pianificazione. Di conseguenza assume ancora maggiore rilevanza il fatto che durante la fase di formazione del piano siano stati utilizzati metodi e strumenti finalizzati a limitare e misurare gli impatti prodotti o evitati dalle scelte di piano. In questo senso l'utilizzo della VALSE rappresenta un supporto efficace, che può consentire anche in fase successiva di valutazione di usare le medesime misure per definire eventuali restrizioni, mitigazioni o compensazioni per gli interventi proposti.

Tabella 29 Scheda sintetica VAS Regione Piemonte

<p><b>Il Comune (1) definisce la Proposta Tecnica del Progetto Preliminare della variante, comprensiva del documento tecnico per la fase di verifica (2) della VAS (DCC)</b> (data di avvio della salvaguardia per le parti espressamente individuate in deliberazione, ai sensi dell'art. 58 della l.r. 56/1977)</p>	
<p>La Proposta è pubblicata per <b>30 gg</b> sul sito informatico del Comune <b>di cui almeno 15 gg</b> per le osservazioni; la proposta è altresì esposta in pubblica visione</p>	<p>Contestualmente alla pubblicazione è convocata la <b>1ª CONFERENZA DI COPIANIFICAZIONE E VALUTAZIONE</b>, alla quale sono invitati l'autorità comunale competente per la VAS e i soggetti con competenza in materia ambientale(3). La Conferenza ha una durata massima di <b>60 gg</b> entro i quali devono essere forniti i pareri per la verifica di assoggettabilità a VAS</p>
<p>Sulla base anche delle osservazioni e dei contributi della Conferenza, l'autorità comunale competente per la VAS esprime il provvedimento in merito all'assoggettabilità a VAS, entro il termine massimo di <b>90 gg</b> dallo svolgimento della 1ª seduta della Conferenza; in caso di necessità di avvio della fase di valutazione utilizza gli elementi forniti dai soggetti con competenza ambientale consultati per svolgere la specificazione dei contenuti del rapporto ambientale. Il provvedimento di verifica è pubblicato sul sito informatico del comune (art 12, c 5, d.lgs. 152/2006) e viene trasmesso contestualmente agli elaborati della proposta tecnica del progetto definitivo all'atto della convocazione della <b>2ª CONFERENZA</b></p>	
<b>NO VALUTAZIONE</b>	<b>SI VALUTAZIONE</b>
<p>Sulla base anche delle osservazioni e dei contributi della Conferenza delle eventuali prescrizioni formulate con il provvedimento di verifica, il Comune definisce il <b>Progetto Preliminare</b>, comprensivo degli elaborati idraulici, geologici e sismici</p>	<p>Sulla base anche delle osservazioni e dei contributi della Conferenza, il Comune definisce il <b>Progetto Preliminare, comprensivo degli elaborati idraulici, geologici e sismici, del rapporto ambientale e della relativa sintesi non tecnica</b></p>
<p>Il <b>Progetto Preliminare</b> è adottato dal Consiglio Comunale (DCC) e deve dare atto delle eventuali prescrizioni formulate con il provvedimento di verifica; data di avvio delle misure di salvaguardia ai sensi dell'art. 58 della l.r. 56/1977 su tutto il piano</p>	<p>Il <b>Progetto Preliminare</b> è adottato dal Consiglio Comunale (DCC), data di avvio delle misure di salvaguardia ai sensi dell'art. 58 della l.r. 56/1977 su tutto il piano</p>
<p>Il <b>Progetto Preliminare</b> è pubblicato per <b>60 gg</b> sul sito informatico del Comune ed è esposto in pubblica visione. Le osservazioni devono pervenire nello stesso termine di <b>60 gg</b></p>	<p>Il <b>Progetto Preliminare</b> è pubblicato per <b>60 gg</b> sul sito informatico del Comune, è esposto in pubblica visione e della pubblicazione sono informati i soggetti competenti in materia ambientale. Le osservazioni, <b>sia urbanistiche sia ambientali, devono pervenire nello stesso termine di 60 gg</b></p>
<p>Il Comune, valutate le osservazioni e proposte pervenute, definisce la <b>Proposta Tecnica del Progetto Definitivo</b> che è adottata dalla Giunta Comunale (4) (DGC)</p>	<p>Il Comune, valutate le osservazioni e proposte pervenute, definisce la <b>Proposta Tecnica del Progetto Definitivo</b> che è adottata dalla Giunta Comunale (4) (DGC)</p>
<p>Il comune convoca la <b>2ª CONFERENZA DI COPIANIFICAZIONE E VALUTAZIONE</b> che ha una durata massima di <b>90 gg</b></p>	<p>Il comune convoca la <b>2ª CONFERENZA DI COPIANIFICAZIONE E VALUTAZIONE</b>, alla quale sono invitati l'autorità comunale competente per la VAS e i soggetti con competenza in materia ambientale, che si esprimono in conferenza. La Conferenza ha una durata massima di <b>90 gg</b> entro i quali devono essere forniti i contributi per la formulazione del parere motivato di VAS</p>
<p>Il Comune predisporre gli elaborati del <b>Progetto Definitivo</b> per l'approvazione</p>	<p>L'autorità competente per la VAS esprime il suo parere motivato <b>entro i termini concordati in conferenza e comunque entro il termine massimo di 90 giorni</b> dalla conclusione della conferenza</p> <p>Il Comune, procede alla revisione del piano, anche ai sensi dell'art. 15, comma 2 del d.lgs. 152/2006, e predisporre gli elaborati del <b>Progetto Definitivo</b> per l'approvazione, comprensivi della dichiarazione di sintesi e del piano di monitoraggio</p>
<p>Il Piano è approvato dal Consiglio Comunale (DCC), che si esprime sulle osservazioni e proposte già valutate dalla Giunta, dando atto di aver recepito integralmente gli esiti della 2ª Conferenza<sup>5</sup></p>	<p>Il Piano è approvato dal Consiglio Comunale (DCC), che si esprime sulle osservazioni e proposte già valutate dalla Giunta, dando atto di aver tenuto conto del parere motivato e aver recepito integralmente gli esiti della 2ª Conferenza<sup>5</sup></p>

Come anticipato sopra, ha particolare rilievo per il tema consumo di suolo il Piano territoriale di coordinamento provinciale PTC2, che ha come principio cardine il contenimento del consumo di suolo. Nel perseguire tale obiettivo il Piano individua specifiche norme di utilizzo del suolo ai fini dell'edificazione, definendo tre diverse "tipologie" di aree: "aree dense", "aree di transizione", "aree libere". La delimitazione delle aree è lasciata ai Comuni che, attraverso varianti strutturali o varianti generali ai propri PRGC, provvedono alla perimetrazione sulla base dei criteri indicati nelle Linee guida (Allegato 5 Consumo di suolo – PTC2) che, peraltro, propongono una prima ipotesi di perimetrazione delle aree. Il PTC2 tutela le aree "libere" da qualsiasi forma di edificazione, mentre detta norme specifiche per le aree dense e di transizione. Il PTC2 ammette la nuova edificazione esclusivamente nelle aree dense e nelle aree di transizione.

Allo stato attuale sono a buon punto dell'iter, oltre a Bruino, i comuni di Chieri e None, che hanno tutti chiuso la fase di assoggettamento a VAS, mentre per Settimo torinese l'iter è ancora in corso.

Quello di Bruino, Chieri e None è un campione interessante, poiché rispetto agli strumenti urbanistici vigenti, una sperimentazione propone una sensibile limitazione del consumo di suolo rispetto al piano vigente pur realizzando nuovo consumo rispetto allo stato attuale (Chieri), una non comporta grossi cambiamenti (None) mentre proprio il primo caso pilota, Bruino, compromette maggiormente alcune aree rispetto al P.R.G.C. vigente. Per nessuna di queste tre varianti strutturali è stata ritenuta necessaria la VAS. Sono state invece chieste in sede di conferenza di co-pianificazione, compensazioni per i consumi di suolo comunque previsti e poste osservazioni che saranno discusse nel seguito per ciascuno dei comuni.

Il quarto comune, Settimo torinese ha presentato una proposta di variante generale nel corso della prima riunione della conferenza di pianificazione. Si deve sottolineare che la variante di Settimo è più complessa trattandosi di una variante generale, per la quale è comunque prevista la fase di valutazione, pertanto è in corso la fase di scoping. In considerazione dei tempi non brevi previsti per il termine della procedura, che si prevede per l'autunno 2018, si esclude la sperimentazione di Settimo torinese dai confronti di questo lavoro, rimandando ad una fase successiva la integrazione dei risultati anche di questo comune.

Con riferimento alla metodologia di valutazione dei SE locale, questa è descritta nei documenti di progetto (Deliverable azione B5 Linee guida generali con indirizzi e abaco di buone pratiche di pianificazione urbanistica (testati a Bruino) data 21 marzo 2017; Analisi tecnica B5; Documento di valutazione B5), e prevede i seguenti contenuti:

- Elaborazione delle carte d'uso del suolo (LULC) ed il dettaglio del piano comunale vigente e dei residui di piano, che costituiscono il dato geometrico ed informativo di input più importante ai fini della successiva associazione di indicatori di funzionalità ecosistemica.
- Mappature dei SE elaborate con le metodologie sviluppate nell'ambiente dell'azione B1/B2 (parzialmente differenti da quelle poi utilizzate da ISPRA per il Rapporto sul consumo di suolo cfr. par 3.2).
- Utilizzo dell'indicatore di qualità multisistemica per il dimensionamento ambientale delle trasformazioni del PRGC;
- l'applicazione di buone pratiche riferite alle misure incrementali da definire rispetto all'impatto sui SE generato dalle trasformazioni urbane, secondo target connessi con le linee guida per il verde del PTCP-2 della Provincia di Torino:
  - ❖ target 1 limitare il consumo | sub target 1 ridurre le previsioni che superano determinati livelli di sensibilità/pressione ecosistemica, sub target 2 riutilizzare suoli già urbanizzati;
  - ❖ target 2 mitigare il consumo | sub target 1 utilizzo di superfici e materiali permeabili che limitino gli impatti diretti della trasformazione;
  - ❖ target 3 compensare il consumo di suolo | sub target 1 implementare il de-sealing, sub target 2 favorire la creazione di infrastrutture verdi compensative che rafforzino e implementino la rete ecologica locale.

In particolare, l'indicatore multi sistemico, è calcolato come la somma dei valori biofisici normalizzati (0-1) dei diversi SE, cui viene associato un valore soglia limitativo che individua una soglia spartiacque tra aree "trasformabili" e aree "non trasformabili". Di conseguenza, le opzioni di limitazione degli interventi sono riservate alle aree in cui risulta un valore superiore alla soglia. Il valore della soglia è stato posto a 0,6, sulla base di valutazioni effettuate nel caso studio di Bruino.

Nel dimensionamento ambientale delle azioni di piano dunque l'indicatore viene utilizzato per rappresentare la "qualità ecosistemica complessiva" dei suoli e il valore soglia determina quali suoli sono trasformabili. I valori di questo indice vengono confrontati rispetto a tre "scenari" temporali rispetto alla pianificazione:

- stato di fatto (T0);
- stato di diritto (T1) corrispondente alla piena applicazione del PRG vigente;
- variante (T2) corrispondente alla piena attuazione delle nuove previsioni.

Lo stesso valore multisistemico viene considerato anche come "livello di pressione ambientale sugli ecosistemi", pressioni che possono essere mitigate da interventi correttivi (per una descrizione di dettaglio dell'intera procedura si rimanda al documento prodotto per il comune di Chieri 4.10.17).

Vengono dunque identificato un set di misure mitigative, intese come possibili interventi per mitigare l'impatto sui SE determinato dalla trasformazione, secondo "categorie mitigative", tratte dalle Linee guida per la rete ecologica (PTCP2-Allegato 3). A queste misure è associato un punteggio relativo in funzione della efficacia della mitigazione, cui viene posto a priori un tetto massimo al 70%. La somma dei punteggi costituisce un "Mitigation Index" con valori da 0 a 0.7. I punteggi sono assegnati secondo i seguenti criteri:

- L'urbanizzazione su aree già precedentemente urbanizzate *oppure* il recupero e riqualificazione di siti contaminati *oppure* il riuso in aree dense *oppure* il riuso in aree non dense *oppure* la compattazione urbana;
- Lo sviluppo di spazi verdi per interventi di nuova costruzione e lo sviluppo di spazi verdi per interventi di ristrutturazione (mediante il raggiungimento di obiettivi di permeabilità ed equipaggiamento arboreo e arbustivo);
- La costruzione di spazi di relazione esterni per verde urbano e mitigazione ambientale;
- La vicinanza ai servizi e alle infrastrutture (anche ciclabili);
- La massimizzazione della riflettanza delle superfici edificate;

Questo modello proposto trae le sue fondamenta da due approcci differenti. Per ciò che concerne l'architettura del meccanismo, ovvero il sistema di pesatura, si ispira ad un protocollo per la certificazione della sostenibilità ambientale per gli edifici e relativa certificazione basato su un sistema di punteggi per la sostenibilità degli edifici (LEED - [www.usgbc.org](http://www.usgbc.org)) adattato ai progetti di trasformazione urbana di quartieri (LEED ND) e proposto in versione italiana dalla associazione italiana GBC Italia (<http://www.gbcitalia.org/> - Sistema di verifica GBC Quartieri 2015). Si tratta di uno strumento che utilizza un sistema di punteggi/crediti assegnati a diverse categorie di temi pre-impostate (Localizzazione e Collegamenti del Sito, Organizzazione e Programmazione del Quartiere, Infrastrutture ed Edifici Sostenibili, Innovazione nella Progettazione, Priorità Regionale), con un valore massimo di "mitigabilità" anch'esso pre-impostato a 0,7 (in modo del tutto aspecifico). Lo schema predisposto per la identificazione delle misure di mitigazione da considerare, richiama invece, come anticipato, le Linee guida per il sistema del verde (LGSV), previste dall'art. 35 c. 4 delle NdA del Piano Territoriale di Coordinamento della Provincia di Torino (PTCP2) elaborato dalla CMT, riportate nell'allegato 3 bis. In particolare, le LGSV si articolano in 3 parti: Linee Guida per la Rete Ecologica (LGRE), Linee Guida per le Mitigazioni e Compensazioni (LGMC) e Linee guida per le Aree Periurbane (LGAP, in corso di definizione).

Il valore del Mitigation index viene applicato al valore multisistemico precedentemente identificato, determinando un valore che rappresenta nelle intenzioni degli autori il livello di

pressione ambientale risultante sugli ecosistemi. Questo valore viene denominato “Compensation Index”, poiché viene utilizzato per determinare la eventuale necessità di ulteriori misure, non mitigative a questo punto ma di tipo compensativo. A tal fine viene posta una ulteriore soglia, identificata ad hoc per ciascun Comune. Ad es. per il Comune di Chieri viene riportata una soglia di 0.38, che “costituisce un fattore di pressione che, anche se abbattuto da misure mitigative, determina ancora un valore ecosistemico elevato, appartenente al potenziale annullamento di aree di verde urbano ecologico di valore. Si ritiene pertanto necessario abbassare ulteriormente la pressione per equipararla ad areali di minor valore ecosistemico aggiungendo misure rafforzative di compensazione esterne al comparto in grado di aumentare i valori ecosistemici di connettività esterni al comparto a fronte di un potenziale decadimenti dei valori interna all’area”. Si evidenzia che nella documentazione esaminata per tutti i casi esaminati il valore soglia è sempre stato utilizzato 0.38.

Il Compensation Index è calcolato come segue, per ciascun intervento e con valori relativi a ciascun pixel dell’area considerata:

$$Ci (0; 0,7) = \text{VALTOT} (0-1) * \text{Mitigation Index} (0-0,7)$$

La soglia in questo caso è posta a 0,38 (Relazione SAM4CP per Chieri). Se il valore dell’indice nell’area di intervento è ancora superiore al valore di 0.38, allora il consumo di risorsa è rilevante per una compensazione secondo una scala di gradualità. Per gli interventi per i quali i Ci risulta superiore alla soglia, infatti, sono proposte le possibili misure compensative identificate anch’esse seguendo le indicazioni riportate nell’Allegato 3 Bis del PTC2 (linee guida Rete Ecologica), declinate rispetto ad azioni di ripristino, valorizzazione, creazione o creazione + conservazione.

**Tabella 30 Definizioni e dimensioni nella metodologia**

<i>Valore Ci</i>	<i>Azione</i>	<i>Definizione</i>	<i>Regola</i>	<i>Risultati</i>
compreso tra 0,38 e 0,40	RIPRISTINO	manipolazione delle caratteristiche fisiche, chimiche o biologiche di un sito con l’obiettivo di restituire le funzioni naturali di un’area	prima opzione da considerare	guadagni in termini di funzionalità acquisite e possibili guadagni in termini di areale
compreso tra 0,40 e 0,45	VALORIZZAZIONE	manipolazione delle caratteristiche fisiche, chimiche o biologiche di un sito (non danneggiato ma semplicemente povero di funzionalità ecologiche) per migliorare una o più funzioni specifiche o la composizione dell’impianto esistente. Essa è intrapresa per raggiungere obiettivi precisi (miglioramento della qualità dell’acqua o creazione di un corridoio ecologico	implementazione di funzioni naturalistiche da utilizzare con sufficienti garanzie di beneficio ambientale	guadagni in termini di funzionalità acquisite
compreso tra 0,45 e 0,50	CREAZIONE	manipolazione delle caratteristiche chimiche, fisiche o biologiche esistenti per lo sviluppo di elementi di naturalità diffusa, di zone umide o di altri elementi naturali dove prima non esistevano	di difficile realizzazione e da utilizzare solo in casi selettivi con sufficienti possibilità di successo	guadagni in termini di funzionalità acquisite e in termini di areale
superiore a 0,50	CONSERVAZIONE	rimozione di una minaccia o prevenzione dal declino di siti o di elementi naturali dal buon valore ecologico tramite opportune azioni di messa in sicurezza degli stessi o tramite l’abbattimento del rischio	da utilizzare in casi eccezionali, ad esempio grave minaccia antropica su sito naturale	nessun guadagno in termini di funzionalità acquisite nè in termini di areale

Per alcune esperienze, in particolare per il comune di Chieri, è stata inoltre proposta una rielaborazione basata sulle mappe dei singoli SE, che anziché essere sommati come nel VALTOT, vengono sovrapposti evidenziando le aree con compresenza di valori elevati di più SE, definiti “hotspot”. In particolare si possono così evidenziare le aree in cui vi è una concentrazione significativa di valori ecosistemici elevati o bassi. In breve, tale valutazione consente di evidenziare

graficamente quelle aree a maggior pregio ambientale (valori più alti dei SE) nelle quali è opportuno evitare compromissioni o artificializzazioni. Questa analisi si accompagna a quella delle aree con VALTOT superiore a 0.6.

Per quanto riguarda la partecipazione, il progetto LIFE SAM4CP è stato anche occasione di interventi di per favorire la partecipazione. L'obiettivo dell'azione di progetto era quello di ripensare, insieme con i diversi gruppi sociali più o meno organizzati in forme di rappresentanza (comunità, cittadini, soggetti economici, associazioni, ecc.) i modelli di sviluppo del passato per costruire nuovi approcci condivisi per il governo sostenibile dei rispettivi territori (Salata, 2016), pertanto alla Co-pianificazione istituzionale, è stata affiancata l'attività di consensus building (azione D7) finalizzata a gestire i potenziali conflitti derivanti dalle varie opzioni di pianificazione in corso di definizione e portando i diversi stakeholders ad assumere un punto di vista condiviso e cercando di raggiungere una sintonia tra i vantaggi ambientali, economici e sociali che le differenti parti in causa tendono a perseguire (Bobbio & Pomatto, 2007).

Questa azione tuttavia non sembra aver influito sul processo di valutazione, poiché non è stata registrata la partecipazione dei soggetti coinvolti nel consensus building alla procedura di assoggettabilità, né sono state portate in qualche modo le risultanze all'interno della valutazione.

#### Azione D7

- Coinvolgimento e sensibilizzazione della cittadinanza rispetto alla problematica del consumo di suolo;
- Comunicazione delle scelte urbanistiche che l'amministrazione comunale propone di adottare per fronteggiarla e loro impatto;
- Dibattito e condivisione pubblica delle scelte di pianificazione.

#### Destinatari

1. Cittadini dei Comuni che hanno manifestato interesse;
2. Ragazzi delle scuole;
3. Associazioni ambientali del territorio;
4. Associazioni di categoria regionali;
5. Attori socio-economici rilevanti e portatori di interesse.

#### Attività:

1. Newsletter di progetto
2. Workshop presso le scuole
3. Forum-café - Destinati ai cittadini e alle associazioni ambientali che operano sul territorio dei 4 Comuni pilota (ed eventuali altri Comuni interessati) con numero limitato di partecipanti (da 5 a 10 persone), utilizzano una metodologia interattiva di concertazione informale: in un sala vengono disposti dei tavoli, presieduti da un animatore/moderatore, ad ognuno dei quali corrisponde un "menu"/tema di progetto: limitare il consumo di suolo; il valore del suolo; i servizi ecosistemici resi dal suolo; come pianificare la città tutelando il suolo. Autunno/inverno 2016: svolgimento 1 o 2 forum-café per ogni comune pilota.
4. Passeggiate di lettura del territorio -Primavera 2016: svolgimento 1 o 2 passeggiate per ciascun Comune pilota

Le attività di disseminazione con le scuole, hanno in particolare previsto lo svolgimento di Workshop con gli studenti (tot. 8) e passeggiate di lettura del territorio con i ragazzi. Le passeggiate svolte sono 4 in totale.

Per quanto riguarda i forum caffè e le passeggiate di lettura del territorio rivolte alla cittadinanza, sono state organizzate per Chieri (4 Novembre 2017); Bruino (11 Novembre 2017); None (metà novembre); Settimo T.se (gennaio/febbraio 2018).

### 5.2.1 BRUINO

Il comune di Bruino è stato il primo caso studio, quello per il quale è stato costruito il modello di inserimento della VAL SE nel processo urbanistico. La descrizione che segue fa riferimento, oltre ai documenti del progetto SAM4CP (Documento tecnico contenente proposte urbanistiche specifiche per il comune di Bruino, propedeutico al Progetto Preliminare di PRG o Variante – e Linee guida generali con indirizzi e abaco di buone pratiche di pianificazione urbanistica (testati a Bruino) – ai documenti relativi alla formazione della proposta di variante e alla fase di verifica di assoggettabilità a VAS in particolare Relazione Tecnica di verifica di assoggettabilità a VAS e Allegato I Valutazione ecosistemica delle aree interessate dalla Variante Strutturale n. 3; nonché le successive integrazioni in risposta alle richieste di integrazione presentate in conferenza di copianificazione.

Il comune di Bruino è un piccolo comune dell'area metropolitana di Torino, che ha risposto al bando proposto dal progetto SAM4CP per l'accompagnamento della revisione dello strumento urbanistico attraverso l'applicazione della Val-se.

A febbraio del 2017 è stata pubblicata la proposta di variante (Avviso del 22/02/2017), e in data 19.04.2017 si è tenuta la prima riunione della conferenza di Co-Pianificazione finalizzata all'adozione della Variante Strutturale n. 3 che assume la metodologia "di verifica e supporto alla costruzione degli scenari per il buon uso della risorsa suolo così come descritti dal progetto LIFE SAM4CP". In esito a tale primo incontro, a seguito della presentazione e della discussione di alcune criticità, è stato aperto presso la sede della Regione Piemonte, un tavolo tecnico che ha prodotto alcune modifiche e consentito di chiarire alcuni passaggi poco chiari del processo di valutazione.

Ne è seguita la presentazione del contributo dell'Organo Tecnico Regionale di VAS, nel quale si esclude la variante dalla procedura di VAS con alcune osservazioni, di conseguenza a seguito della seconda conferenza di pianificazione del 14.06.2017, la fase di assoggettabilità si è conclusa, con la determinazione di esclusione del 13/07/17 con prescrizioni, nel seguito discusse.

Attualmente è in fase di elaborazione il progetto preliminare, che sarà visto da comune, Città Metropolitana e Regione, tuttavia senza la competenza ambientale, essendosi esaurita la fase di VAS.

Per quanto riguarda la caratterizzazione del territorio comunale rispetto al consumo di suolo, il comune di Bruino ha un'estensione totale di 557 ha, tendenzialmente pianeggiate, con superficie prevalentemente antropizzata. Le aree agricole sono limitate a 136,7 ha (24% circa del territorio comunale) e boschi per meno di 10 ha, mentre le aree con classi di uso artificiale coprono complessivamente 294,87 ha. La caratterizzazione degli usi dei 136,7 ha di aree agricole e naturali vede 130,5 ha effettivamente utilizzati, di cui 66,24 ettari coltivati a seminativi; 2,33 ettari a vite; 0,2 ettari a coltivazioni legnose; 0,1 ettari a orti familiari; 61,63 ettari sono dedicati a prati permanenti e pascoli; mentre 0,02 ettari sono i boschi annessi ad aziende agricole.

Nonostante le piccole dimensioni del territorio comunale, Bruino negli anni ha subito un consumo di suolo estremamente elevato, a causa della notevole espansione delle aree artificiali con destinazioni soprattutto residenziali e produttive e della saturazione del suolo libero. Si rilevano valori di consumo simili a quelli del comune di Torino, essendo impermeabilizzato più della metà del suolo totale del territorio comunale.

I dati sul consumo di suolo utilizzati per la pianificazione sono quelli contenuti nel “Monitoraggio del consumo di suolo in Piemonte” al 2013<sup>45</sup> da cui emerge quanto segue:

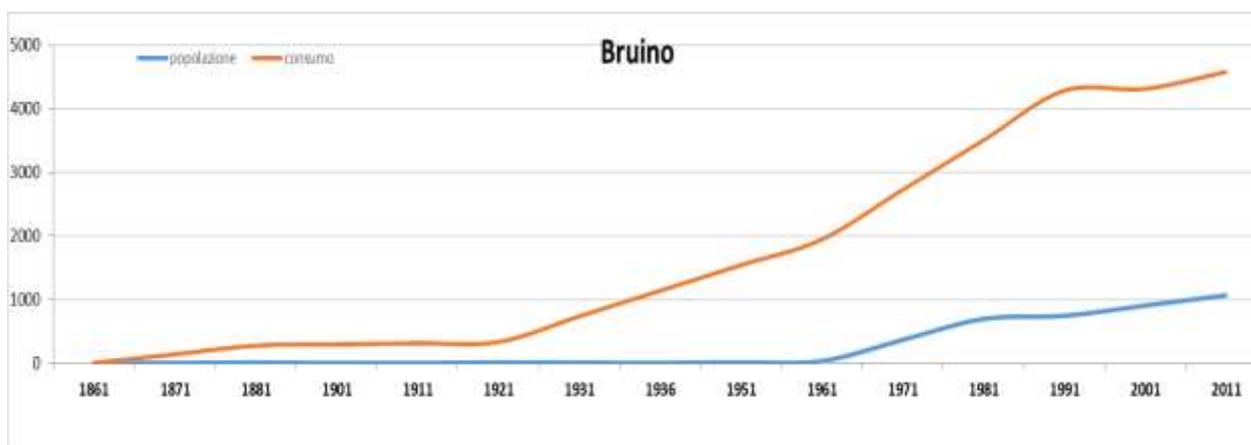
- il consumo di suolo complessivo è estremamente elevato (51,53) in particolare il consumo per l’urbanizzato (50,47%) soprattutto se lo si rapporta al dato provinciale (7,82%) ed a quello regionale (5,80%);
- la superficie di suolo impiegato nelle infrastrutture (1,06%) è inferiore rispetto alla media provinciale (1,16%) e regionale (1,17%).
- la percentuale di consumo di suolo reversibile (ovvero la quantità di suolo trasformato, a discapito di usi agricoli o naturali, per lo svolgimento di attività che ne modificano le caratteristiche senza tuttavia esercitare un’azione di impermeabilizzazione come ad esempio cave, parchi urbani, impianti sportivi e tecnici, impianti fotovoltaici etc.) del comune di Bruino è pari a zero (dato provinciale pari a 0,14%, dato regionale 0,24%).

**Tabella 31 Consumo di suolo a Bruino**

Dati sul consumo di suolo nei comuni della sperimentazione									
Chieri	Sup. (ha)	CSU		CSI		CSR		CSC	
	(ha)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Bruino	557	281	50,47	6	1,06	0	0,00	287	51,53

Nell’ambito del progetto LIFE SAM4CP è stata anche prodotta una analisi del trend del consumo di suolo comunale, che la figura che segue illustra chiaramente nella sua crescita molto oltre la dinamica della popolazione.

**Tabella 32 andamento dell’incremento % di consumo di suolo e popolazione Fonte: Progetto LIFE SAM4CP**



### Soggetti coinvolti

La partecipazione alla fase di VAS si è limitata agli attori previsti per la conferenza di co-pianificazione e ad 1 cittadino che ha presentato osservazioni alla variante (sig. BORI Danilo). I

<sup>45</sup> Il monitoraggio regionale fornisce dati suddivisi in Consumo prodotto da urbanizzazione CSU, consumo da infrastrutturazione CSI, consumo reversibile CSR e consumo complessivo come somma dei precedenti. Fonte: Monitoraggio del consumo di suolo in Piemonte, 2015.

soggetti coinvolti nel processo di Verifica di Assoggettabilità a VAS della Variante Strutturale n. 3 al PRGC del Comune di Bruino sono stati i seguenti:

- Autorità proponente: Comune di Bruino;
- Autorità procedente: Comune di Bruino;
- Autorità competente per la VAS: Comune di Bruino;

Soggetti della co-pianificazione:

- Regione del Piemonte
- Regione Piemonte -Direzione A 16000 Ambiente, governo e tutela del territorio
- Regione Piemonte -Direzione A 16006A Settore Copianificazione Urbanistica Area Nord-Ovest
- Regione Piemonte -Direzione A 18000 Settore Settore Opere Pubbliche, Difesa del Suolo, Montagne, Foreste, Protezione Civile, trasporti e Logistiche
- Regione Piemonte -Direzione Regionale A1813A Settore Tecnico Regionale Area Metropolitana di Torino
- Sindaco della Città Metropolitana di Torino
- Città Metropolitana di Torino - Area territorio, Trasporti e Protezione Civile Servizio Pianificazione Territoriale Generale e Copianificazione Urbanistica

Soggetti consultati con competenza ambientale:

- Regione Piemonte - Direzione Regionale A16000 Direzione A1605A Valutazione Ambientale e procedure integrate Organo tecnico Regionale per la VAS
- Città Metropolitana di Torino Area Sviluppo Sostenibile e Pianificazione Ambientale Servizio Tutela e Valutazioni Ambientali
- A.R.P.A. Piemonte - Dipartimento Provinciale di Torino
- AASL TO3 - Dipartimento di Prevenzione Servizio Igienico e Sanità Pubblica
- S.M.A. Torino S.p.a.
- A.T.O.3 Autorità d'Ambito Torinese

Per quanto riguarda le iniziative di partecipazione promosse nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, in particolare per Bruino si è trattato di azioni di consensus building, i cui obiettivi, unitamente alla sensibilizzazione sul tema consumo di suolo, sono la comunicazione delle scelte urbanistiche che l'amministrazione comunale propone di adottare e una condivisione pubblica delle scelte di pianificazione. In particolare per il comune di Bruino si è trattato di:

- 14 luglio 2016 (Comune di Bruino): presentazione metodologia SAM4CP locale al Consiglio Comunale;
- 20 luglio 2016 (Comune di Bruino): presentazione orientamenti variante strutturale ai Cittadini.

A queste iniziative si è aggiunta una presentazione specifica per gli operatori economici e altre iniziative rivolte alle scuole.

### **Gli elementi principali della variante**

Gli obiettivi strategici della presente Variante Strutturale 3 sono riassumibili nelle seguenti principi azioni:

- introduzione di maggiore flessibilità nelle Norme di Attuazione del Piano, in particolare all'interno delle aree consolidate della zona industriale;
- miglioramento della qualità ambientale dell'area industriale esistente;

- rafforzamento ed implementazione della Rete Ecologica Locale;
- miglioramento delle occasioni di sviluppo degli insediamenti produttivi, cercando soluzioni per aree già previste dal PRGC vigente ma non ancora attuate;
- estensione del principio di perequazione all'interno dell'ambito industriale;
- creazione di filtri tra l'area industriale e la residenza;
- cessione delle aree in proprietà costituenti viabilità pubblica;
- introduzione di flessibilità afferente l'incremento volumetrico volta all'ottenimento della qualificazione ambientale ed energetica del comparto industriale.

Su un totale di aree edificabili nel PRG vigente di 492 Ha, 225 ha sono ancora da realizzare, dunque allo stato di fatto TO al 2010, sono state realizzate circa la metà delle previsioni. La variante prevede modifiche modeste rispetto alle previsioni non attuate o parzialmente attuate nel piano vigente, che restano sostanzialmente invariate.

Sono previste aree di nuovo insediamento industriale o commerciale, poste in contesti già urbanizzati e infrastrutturati, nelle quali la variante opera riducendo le superfici fondiarie attraverso maggiori cessioni per servizi e verde urbano e l'aumento delle sezioni del verde di arredo stradale. Ciò avviene nella maggior parte dei casi a rapporto di copertura inalterato quindi con una diminuzione dei volumi realizzabili su queste aree pari a circa il 15% rispetto allo stato di diritto vigente. Questi volumi vengono spostati in altre aree attraverso l'introduzione di un "meccanismo perequativo", che consente il recupero di tali volumetrie con ampliamenti da realizzare nelle aree a destinazione produttivo – artigianale già costruite ed in attività che vengono densificate.

Fatta eccezione per gli interventi relativi all'elettrodotto e alla fascia di rispetto cimiteriale, gli interventi che sono di maggior interesse per gli effetti sul consumo di suolo sono relativi alle modifiche previste nell'ambito industriale 5, dove si prevedono:

- ✓ pista ciclopedonale (2.01)– per mettere in comunicazione l'ambito industriale 5 con la rete ciclopedonale esistente ed in progetto;
- ✓ interventi sulle sezioni stradali e sugli arredi (2.02)- l'aumento della percentuale destinata a servizi posta lungo i principali assi viari dell'ambito 5, con la razionalizzazione dei parcheggi e l'introduzione di una fascia alberata nella viabilità di confine tra i lotti residenziali e l'ambito industriale.
- ✓ intervento su una zona di ristrutturazione urbanistica (ZRU, ZI3, ZI2) rispettivamente azioni 2.03, 2.04 e 2.05, in cui la realizzazione su suolo allo stato di fatto non artificiale, prevede l'obbligo di sistemazione delle aree per servizi denominate S6B, S9 e S1B e delle aree per servizi denominate S6A (che comprende la realizzazione dell'area ecologica) e S10 (come aree a verde e parcheggio per la zona industriale) e dell'area per servizi speciali denominata S11, tutte sistemazioni effettuate ad indice di copertura invariato che entrano nel bilancio del meccanismo di perequazione dell'ambito industriale;
- ✓ intervento su "zone a destinazione prevalentemente terziaria" come nuova superficie fondiaria (azione 2.06 e 2.07), su suolo allo stato di fatto in parte non artificiale (per la 2.06 in parte occupato da un edificio non terminato), in cui si introduce l'obbligo di sistemazione dell'area per servizi denominata S7 (come aree a verde e parcheggio per la zona industriale) e l'obbligo di sistemare una porzione di viabilità e l'area a servizi S8. In questo

caso la Variante aumenta il Rapporto di copertura rispetto a quello previsto dal PRGC vigente.

Da questi interventi, attraverso l'obbligo di realizzazione di servizi, si determina una riduzione di cubatura che costituisce secondo la proposta un "surplus di capacità edificatoria" che diviene oggetto del meccanismo di perequazione, che consente di utilizzarlo come primalità per l'ampliamento della volumetria nelle aree consolidate a destinazione produttiva ed artigianale. Questa premialità è concessa in percentuale differente a seconda dell'entità degli interventi ambientalmente qualificanti che i proprietari realizzeranno sull'area oggetto dell'ampliamento. Si tratta in ogni caso di una densificazione di un ambito urbanizzato e quindi di interventi previsti su suolo già consumato.

Rispetto ai 225 ha di previsioni di urbanizzazione ancora non attuate, che corrispondono allo stato di diritto (t1), quelle realizzate nella variante sono comunque una minima parte. Con riferimento a quanto indicato nella relazione illustrativa, gli interventi di nuovo impianto da 2.03 a 2.07 comportano infatti un incremento di consumo di suolo di 35.731,05 mq (3.57 ha). Questo valore è dato dagli incrementi di superficie coperta per 26.850 mq cui va aggiunta la quota di superficie coperta impermeabilizzata. Tenuto presente che per la maggior parte delle previsioni è prevista una quota di verde pari al 15% della superficie fondiaria, che è pari a 59.207mq questo comporta un ulteriore quota di 8.881 mq. Complessivamente dunque **il consumo di suolo certamente prodotto dalla variante è pari a 35.731,05 mq (3.57 ha).**

A questo si aggiunge una quota non definibile, rappresentata dall'incremento netto di impermeabilizzazione derivante dalla realizzazione degli interventi premiali di densificazione.

### La valutazione dei SE

La valutazione dei SE è descritta in diversi documenti del progetto LIFE SAM4CP, nella relazione illustrativa e nella relazione tecnica di assoggettabilità. In particolare, nella relazione illustrativa risulta presente l'analisi sullo stato dei Servizi Ecosistemici al momento t0 rispetto al solo scenario t1 di piena applicazione del PRG vigente, mentre nella relazione di assoggettabilità è contenuta solo la valutazione complessiva t1-t2. Il confronto con t0 - ovvero lo stato attuale - nella relazione di assoggettabilità è presentata solo attraverso il grafico che segue. Altri valori, in particolare in formato cartografico nell'allegato alla relazione illustrativa (vedi allegato D "I valori complessivi del territorio di Bruino"), e tabellare nel corpo della relazione consentono di ricostituire i valori tabellari corrispondenti allo stato di fatto t0.

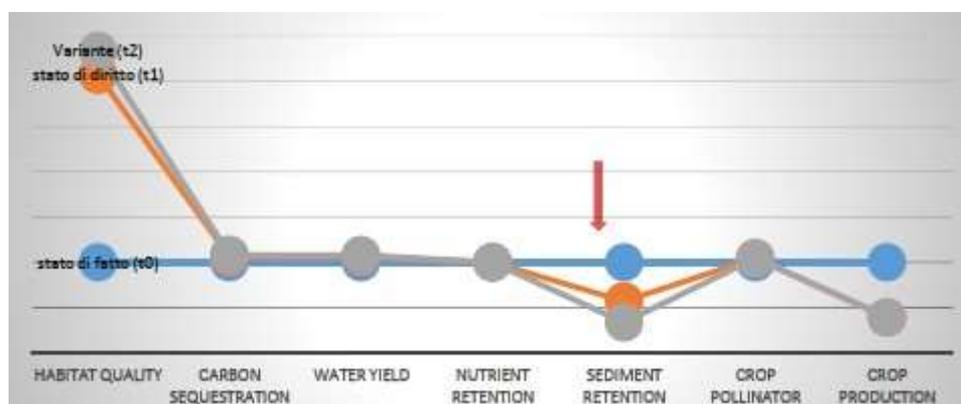


Figura 31 Confronto tra t0-t1-t2 per i SE – Fonte: relazione tecnica di assoggettabilità del piano

La valutazione dei SE, inizialmente presentata solo come confronto tra i valori economici dei servizi relativi allo scenario di variante rispetto allo scenario di piena applicazione del piano

vigente, è stata poi oggetto delle richieste di integrazioni da parte della Regione Piemonte. Le richieste hanno riguardato in primo luogo il confronto tra variante (T2) e stato di fatto (T0), che nella documentazione predisposta è presente solo in forma disaggregata.

E' stata fatta dunque una ricostruzione dei valori, al fine di poter confrontare, come era stato richiesto dagli organi con competenza ambientale, il confronto tra t2 e t0, che si riporta nelle tabelle che seguono.

**Tabella 33 valori dei SE a Bruino**

BRUINO						
	T0		T1		T2	
	biofisico	economico	biofisico	economico	biofisico	economico
HQ	0,19	2.572.395,85	0,21	3.637.234,71	0,21	3.773.474,19
CS	33.859	3.385.944	34.271,79	3.427.179	34.422,17	3.442.216,70
WY	53.171.631	669.962	53.845.804	678.457	54.034.284,14	680.831,98
NR	252,16	16.138,50	252,16	16.138,50	252,16	16138,5
SR	11.683	266.387	10.682	243.558	10.133,13	231.035,29
CPO	2,03	13,56	3,84	13,69	3,84	13,69
CP		1.068.137		938.382		938.382,50
		7.978.977,91		8.940.962,90		9.082.092,85

**Tabella 34 Valori dei SE per Bruino – confronto delle variazioni T0-T1 e T0-T2. Elaborazione su dati delle relazioni di piano**

BRUINO								
VARIAZIONI	Var abs T0-T1		Var % T0-T1		Var abs T0-T2		Var % T0-T2	
	biofisico	economico	biofisico	economico	biofisico	economico	biofisico	economico
HQ	0,02	1.064.838,86	10,53%	41,39%	0,02	<b>1.201.078,34</b>	<b>10,53%</b>	<b>46,69%</b>
CS	412,79	41.235,00	1,22%	1,22%	563,17	56.272,70	1,66%	1,66%
WY	674.173,00	8.495,00	1,27%	1,27%	862.653,14	10.869,98	1,62%	1,62%
NR	0,00	0,00	0,00%	0,00%	0,00	0,00	0,00%	0,00%
SR	-1.001,00	-22.829,00	-8,57%	-8,57%	-1.549,87	-35.351,71	-13,27%	-13,27%
CPO	1,81	0,13	89,16%	0,96%	1,81	0,13	89,16%	0,96%
CP		-129.755,00		-12,15%		-129.754,50		-12,15%
		961.984,99				<b>1.103.114,94</b>		<b>13,83%</b>

Il Servizio Ecosistemico Habitat Quality è quello che registra il maggior guadagno, pertanto merita una descrizione più estesa, per comprenderne i fattori di valutazione.

La complessiva crescita delle prestazioni biofisiche registrate (incremento del valore medio comunale dell'Habitat Quality da 0,19 a 0,21) è dovuta principalmente alle misure mitigative e compensative, che prevedono un aumento complessivo delle dotazioni arboree ed arbustive nell'area urbana e industriale, che secondo la relazione illustrativa "non solo è sufficiente a garantire l'equilibrio ecosistemico dell'Habitat Quality, ma ne fa aumentare addirittura il valore complessivo". Come evidenzia il grafico che segue, tratto da una successiva analisi svolta dagli autori rispetto alle differenti classi di uso del suolo (Salata, 2018), si evidenzia l'elevato valore

assegnato alle aree verdi urbane, che appare sostanzialmente equivalente a quello delle aree agricole, con alcune differenze tra entità dei singoli servizi.

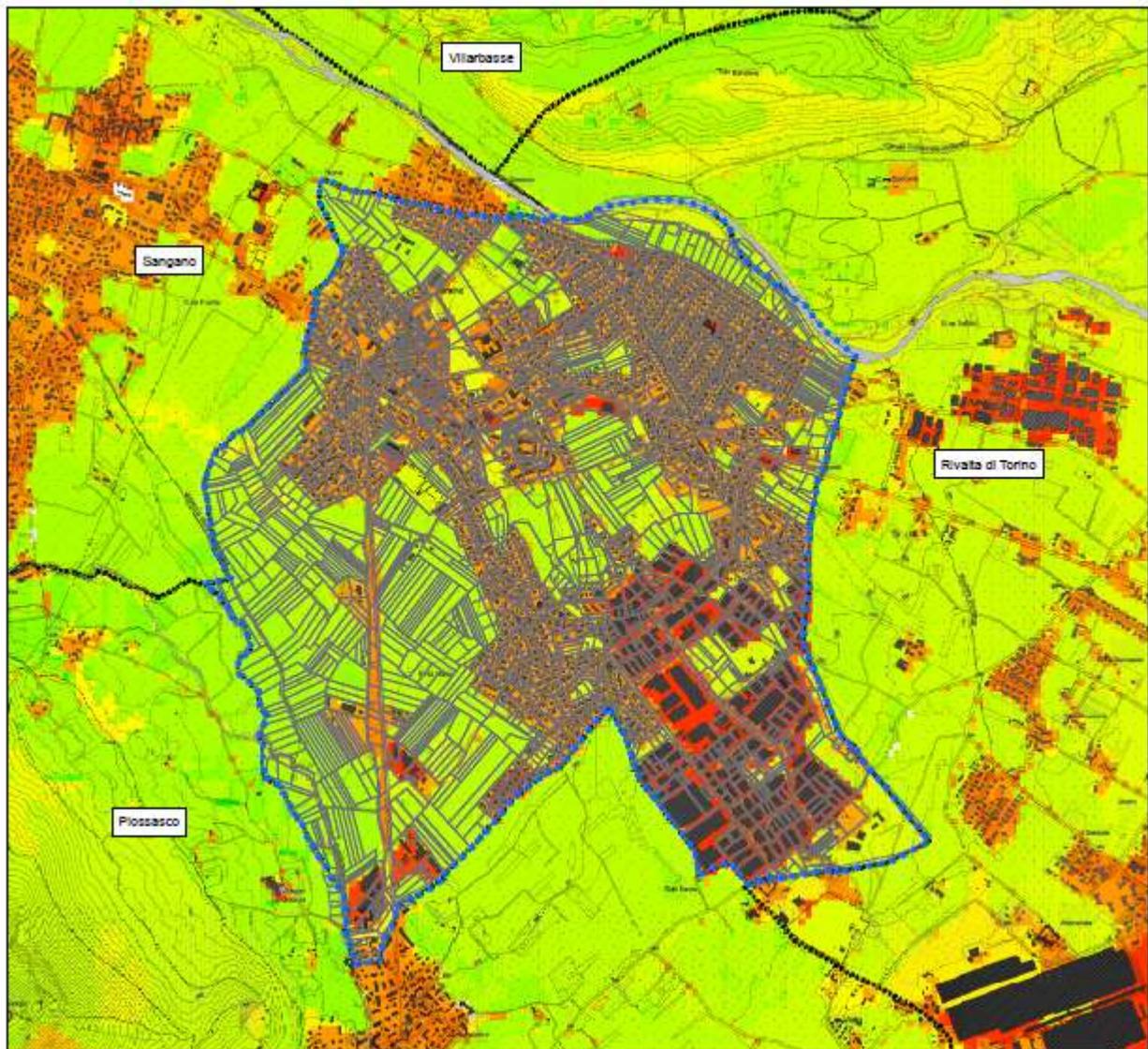


Figura 32 mappa del VALTOT T0 da Allegato D alla relazione illustrativa

Una nota aggiuntiva merita l'analisi della variazione economica del valore di HQ. In gran parte le differenze sui valori economici totali di variazione dei SE, è connesso a questo servizio, che da solo vale oltre 1,2 milioni di euro di incremento, che bilanciato da altre perdite porta ad un incremento complessivo dei SE di circa 1 milione di euro. L'elevato valore economico per unità di superficie fa sì che anche piccoli spostamenti nel valore biofisico determinino variazioni notevoli. A fronte di un incremento del 10% circa nel valore biofisico, si ottiene un incrementano del 46% del valore economico dell'HQ. Dunque tratta di un valore molto sensibile e nel caso di Bruino, questa sensibilità è amplificata dal notevole incremento del valore biofisico, che, come descritto sopra, è determinato dal valore assegnato al verde urbano con approccio che appare critico.

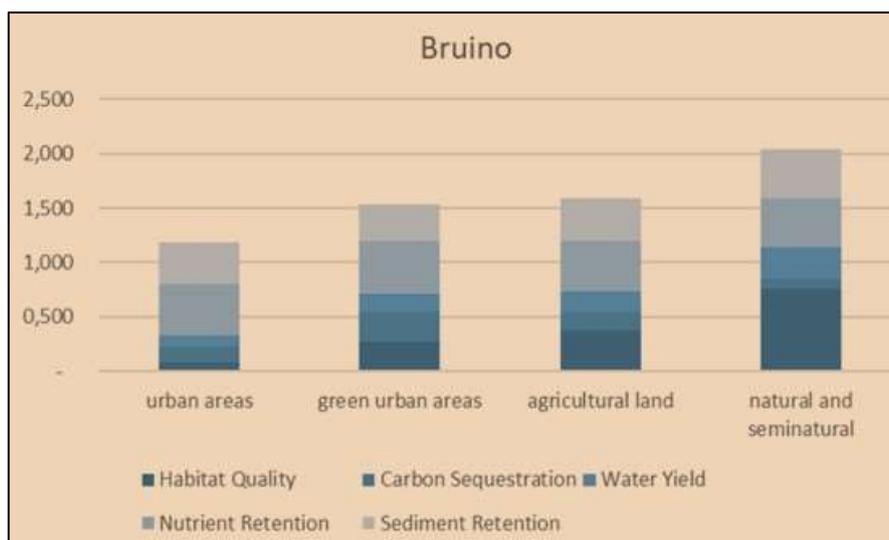


Figura 33 confronto tra i valori dei SE nelle diverse classi di uso del suolo (Salata, 2018)

Come anticipato l'attuazione della variante prevede la trasformazione di suoli prevalentemente agricoli di cintura urbana con discrete qualità ecosistemiche complessive in aree urbanizzate, di conseguenza è necessario verificare con attenzione l'effettiva capacità del "verde urbano mitigativo e il verde naturalistico compensativo" nel compensarne e addirittura aumentarne il valore. Ciò è evidente dal confronto tra le mappe del HQ riferite a T0 e T2 riportate nell'immagine che segue. Alla luce delle osservazioni poste dagli organi competenti sulla reale capacità mitigativa e compensativa del verde urbano, descritte nel seguito, il valore di tale incremento assegnato all'HQ appare quantomeno da verificare alla luce degli aggiornamenti richiesti.

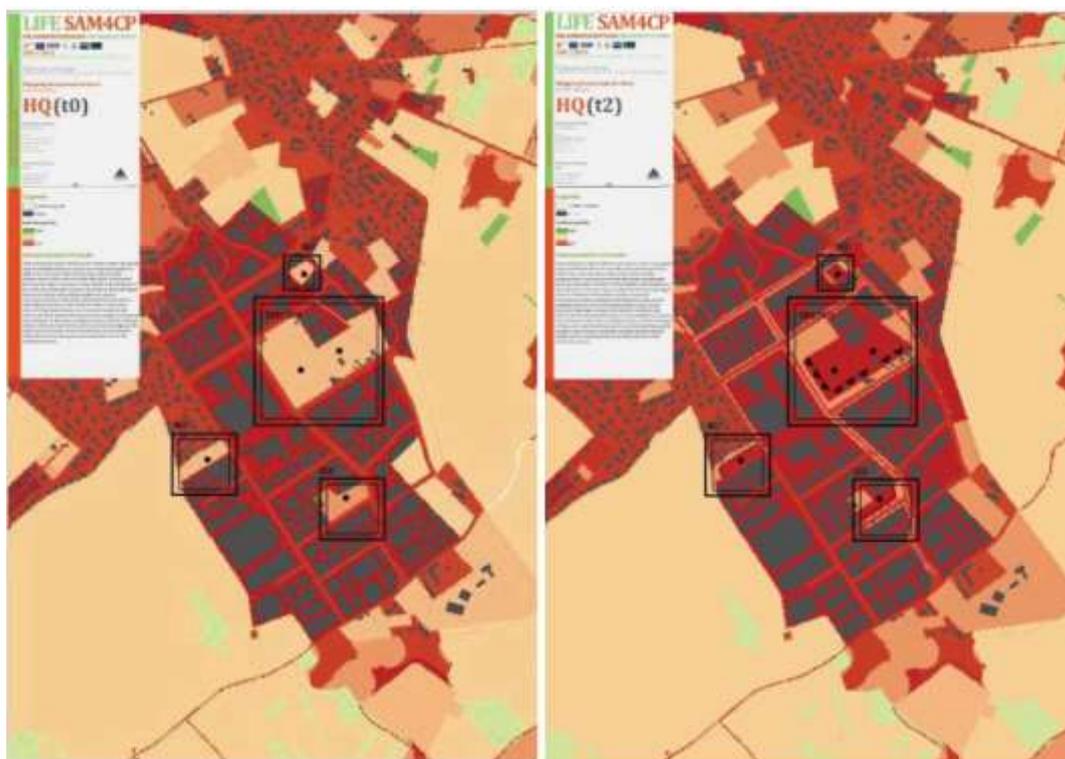


Figura 34 mappe per l'HQ di Bruino allo stato di fatto T0 e di variante T2 prodotte dal progetto LIFE SAM4CP

Il miglioramento dei valori dei SE prodotto dalla variante per il servizio Habitat Quality, è principalmente in relazione ad una valutazione degli effetti delle fasce alberate nella azione 2.02 (unica azione di trasformazione di area urbanizzata in area verde) e delle porzioni a verde previste nelle trasformazioni delle aree industriali e commerciali. In quest'ultimo caso il miglioramento è relativo alla trasformazione da suolo libero non utilizzato a verde urbano gestito per quelle porzioni. Per una analisi di dettaglio sarebbe necessario verificare i calcoli specifici dei SE per ciascuno intervento, che non sono disponibili nella documentazione prodotta per la variante e neanche nella documentazione del progetto LIFE SAM4CP. In particolare, non è noto come e se è stato considerato l'effetto della parcellizzazione prodotta sulle aree libere dalla realizzazione delle porzioni edificate, pertanto questo miglioramento lascia dei dubbi.

I SE risultano complessivamente migliorati dalla variante anche in relazione ai servizi WY e CS il cui valore è direttamente legato alla permeabilità delle aree. Certamente contribuisce al miglioramento l'aumento delle aree verdi interne ai comparti industriali in grado di apportare miglioramenti anche alla capacità di stoccaggio complessiva del carbonio nei suoli e l'infiltrazione dell'acqua, tuttavia va considerato che si tratta di piccoli miglioramenti determinati dalla trasformazione da suoli liberi non utilizzati in verde urbano.

Pressoché tutte le trasformazioni previste dal vigente PRGC e dalla variante sono localizzate in aree di frangia urbana, a ridosso della città consolidata, in aree dove i valori ecosistemici subiscono la prossimità dei fattori di "disturbo" urbano. Tali aree sono illustrate in sintesi in funzione delle tipologie di trasformazione previste nell'immagine che segue (Elaborazione Salata, 2018). E' evidente la rilevanza della urbanizzazione di suoli liberi. Si può notare anche che nell'area a sud, industriale-commerciale, dove si concentrano la maggior parte degli interventi, a fronte della esiguità delle aree previste a verde, pure parcellizzate, si completa sostanzialmente l'area produttiva eliminando qualunque possibilità residua di collegamento ecologico est ovest attraverso l'area produttiva, che, saldandosi all'area urbana di fatto va a consolidare un diaframma continuo costituito dall'area artificiale che corre da sud a nord per l'intero territorio comunale.

Nelle aree interessate dalla variante, secondo la metodologia di valutazione proposta, l'indicatore utilizzato (indicatore multisistemico VALTOT) non ha evidenziato in alcun caso la necessità di intervenire mediante azioni preventive di "limitazione", ovvero tutte le previsioni di trasformazione ricadono in aree il cui indice multi sistemico aveva valori tutti inferiori alla soglia 0,6.

# LIFE SAM4CP

SOIL ADMINISTRATION MODEL FOR COMMUNITY PROFIT



0 135 270 540 Metri

## Legenda

-  Urbanizzazione di suoli liberi
-  Creazione di parchi urbani su suoli liberi
-  Compensazioni ambientali

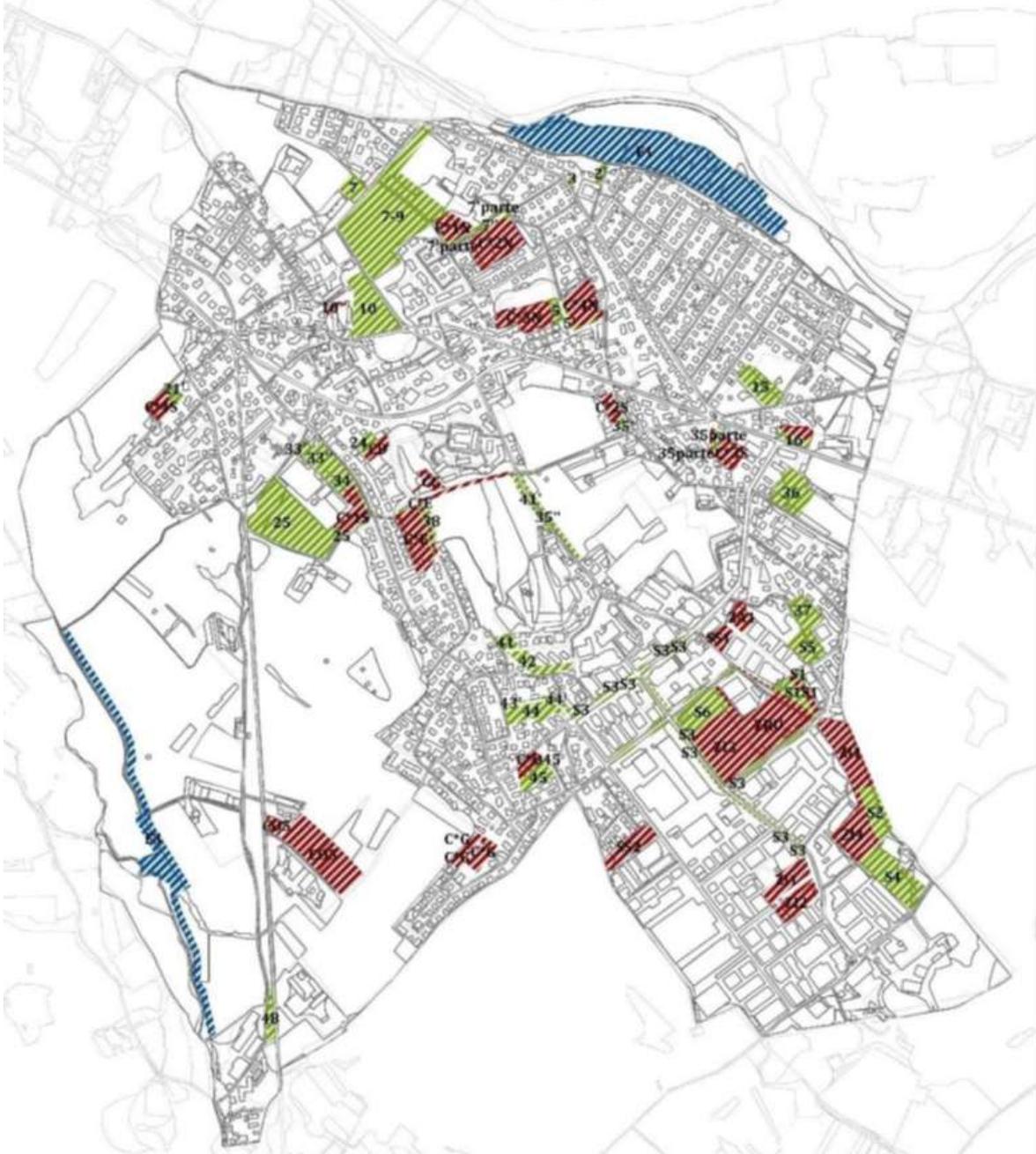


Figura 35 tipologia di aree di variante

## Le osservazioni alla proposta di variante

Sono state presentate nel corso della conferenza di co pianificazione e nel tavolo tecnico le osservazioni di Regione Piemonte, Città Metropolitana di Torino e ARPA, che successivamente l'Organo Tecnico Comunale, ha fatto proprie, disponendo che nella redazione del Progetto Preliminare della variante Strutturale n. 3 vengano effettuati adeguati approfondimenti in merito alle osservazioni formulate nei pareri summenzionati, al fine di perseguire un buon livello di compatibilità territoriale ed ambientale delle scelte strutturali operate e degli interventi previsti, nonché il mantenimento di adeguati livelli di qualità ambientale.

Le osservazioni sono tutte concordi nel segnalare i seguenti aspetti:

1. La valutazione, in particolare senza la discussione dei singoli servizi ecosistemici non esaurisce la valutazione delle componenti ambientali per la VAS, in particolare risulta assente la valutazione proprio di: biodiversità (componenti faunistiche, floristiche ed ecosistemiche), alle risorse idriche ed al consumo di suolo indotto dalle previsioni di variante.
2. La valutazione ambientale va condotta tra lo stato di fatto e lo stato di progetto (tra t2 stato di progetto e t0 stato di fatto), al fine della definizione di mitigazioni e compensazioni. La valutazione tra t2 e t1-stato di diritto- può essere utile per il monitoraggio degli obiettivi strategici. In particolare rispetto all'applicazione della metodologia del LIFE sam4cp locale nelle osservazioni si condivide la scelta di applicare l'analisi dei Servizi Ecosistemici per integrare le considerazioni ambientali ma è necessaria l'integrazione della relazione tecnica di assoggettabilità con il confronto tra lo stato t2 (s) e lo stato (t0) per il bilancio dei servizi ecosistemici esaminati dimostrando che è in aumento o, al minimo, in pareggio.
3. C'è consumo di nuovo suolo: per alcune previsioni (ZT1) si richiede una riduzione e compensazione, per altre (ZT2) un ripensamento verso una valorizzazione ambientale;
4. L'entità complessiva del consumo non è quantificabile, poiché a fronte di consumo quantificato per alcuni interventi, non è quantificabile per la previsione a servizi, che rimane indifferenziata tra verde, parcheggi e aree sportive. E' necessario infatti sapere se si tratti di un'area a verde totalmente permeabile con alberi ed arbusti, di un prato o di un parcheggio alberato, permeabile, semipermeabile o impermeabilizzato.
5. Cosa è accettabile come mitigazioni – tre le misure proposte l'aumento di "dotazione del verde" è correttamente denominato come intervento di mitigazione ambientale e non di compensazione: rispetto allo stato di fatto, in cui le aree in Variante sono permeabili, le previsioni comportano una perdita di permeabilità, che deve essere compensata, e la realizzazione di un'area a verde su parte delle aree destinate all'urbanizzazione mitiga parte degli impatti generati, ma non compensa la perdita della risorsa suolo. Tuttavia, nel contesto industriale l'aumento della dotazione del verde è da ritenersi più un miglioramento ambientale dello spazio urbanizzato, che non un'implementazione della Rete Ecologica Locale e dunque una mitigazione. In considerazione delle loro caratteristiche, tali aree non possono essere elementi costitutivi della R.E.L., in quanto sono completamente intercluse dall'edificato e "disturbate" dall'impermeabilizzazione al contorno, hanno piccola dimensione, non hanno funzione univoca, essendo aree a servizi dedicate a "verde e parcheggi e attrezzatura sportiva". Inoltre non possono essere ritenuti elementi della rete ecologica locale neanche i filari alberati lungo le strade all'interno dell'area industriale, poiché tali elementi saranno realizzati nelle aree in variante, mentre nelle rimanenti aree del comparto potrebbero essere realizzati solo in particolari condizioni, non è assicurata una continuità in tutto il comparto; anche in questo caso, la

loro funzione è di miglioramento dello spazio urbano. Anche la previsione di nuovi tratti di piste ciclo-pedonali all'interno del comparto industriale si configura come intervento di potenziamento della rete fruitiva e di miglioramento della vivibilità dell'area produttiva e non può essere considerato come intervento di rafforzamento e implementazione della rete ecologica, in quanto la loro valenza di connessione ecologica, considerate le loro caratteristiche ed il contesto in cui sono realizzati, è minimale. Diverso è il caso di piste ciclabili, correttamente progettate, realizzate in zone agricole e naturali, affiancate da siepi e filari, in quanto in questo caso la vegetazione arborea ed arbustiva può svolgere, almeno in parte, la funzione di corridoio ecologico ed essere considerata un elemento costitutivo di una rete ecologica a livello locale. Con riferimento alla capacità mitigativa della riduzione delle volumetrie (superficie coperta da 32.519 mq a 26.850 mq) e della densificazione di aree già edificate utilizzando le volumetrie risparmiare, le osservazioni evidenziano che variando il rapporto di copertura nelle aree di densificazione, non è possibile quantificare l'effettivo impatto sulla impermeabilizzazione; ciò, unito alla incertezza sulle aree a servizi, rende impossibile dimostrare come la Variante permetta un'effettiva riduzione della superficie impermeabilizzata. Occorre inoltre approfondire come la premialità porti ad un miglioramento delle condizioni ambientali del comparto industriale, individuando e caratterizzando le aree ZIC che potrebbero beneficiarne, verificando l'efficacia degli interventi di miglioramento della qualità urbana nonché l'efficacia delle mitigazioni, come ad esempio quelle operate dai filari di alberi lungo le strade nei confronti dell'effetto isola di calore.

6. Cosa serve come compensazioni - Il consumo di suolo libero e la sua impermeabilizzazione, anche se avvengono in aree di frangia urbana, comportano un impatto significativo che deve essere compensato. Gli interventi di realizzazione di aree verdi su aree che attualmente non sono compromesse o la cessione di aree per realizzare opere a corredo della viabilità non costituiscono una rigenerazione della risorsa. A rigore infatti sono ritenuti interventi compensativi solo quelli di miglioramento delle condizioni di degrado del suolo, in modo che vi sia un bilanciamento tra aree impattate e aree recuperate, ad esempio con il recupero a verde di aree impermeabilizzate o già compromesse dall'urbanizzazione.

Nella tabella che segue è sintetizzata l'analisi del consumo di suolo in base alla documentazione disponibile e le relative percentuali, da confrontare con il limite posto dal PTR al 3%.

**Tabella 35 consumo di suolo - confronto tra scenari**

Comune	Sup. (ha)	CSC (ha)	% sulla superficie amministrativa	residui (ha)	pianificato (ha) (csc+residui)	variante (ha)	% sull'attuale	% sul pianificato
Bruino	557	287	<b>51,53</b>	225,00	512,00	3,75	1,31	0,73

## Scheda di analisi

<p>Proprietà</p> <p>Caratterizzazione territoriale</p>	<p>Variabili (indicatori)</p> <p>estensione territoriale, n. abitanti, periodo di riferimento, dati sul consumo di suolo (stato e trend).</p>	<p>Comune di dimensioni molto piccole, con alto consumo di suolo negli ultimi anni.</p>
<p>Caratterizzazione metodologica della VALSE</p> <p>Serve per rispondere alla domanda:</p>	<p>Analisi del livello e dei criteri di valutazione dei SE adottata e delle fasi in cui è stata adottata</p> <p>Analisi per la VAS utilizza i SE? Le analisi specifiche sono entrante nella conferenza di co pianificazione?</p>	<p>Val se con metodologia adattata alla dimensione locale e su dati territoriali con sufficiente dettaglio; Analisi svolta solo con riferimento allo scenario di variante e di piena applicazione del piano, non sono previsti confronti con scenari alternativi;</p> <p>Analisi correttamente eseguita prima della presa di decisione; i risultati, sono stati utilizzati direttamente nella formazione della proposta, e per valutare e giustificare la stessa, non per animare una discussione preliminare sui valori ecosistemici del territorio da porre a guida delle scelte, come previsto dalla strategia dichiarata</p>
<p>Caratterizzazione ambientale</p> <p>Serve per rispondere alla domanda: i risultati ambientali del piano sono congruenti con gli obiettivi strategici posti? la VAL SE è stata efficace per la limitazione del consumo di suolo?</p>	<p>Il CS netto è aumentato? In che % rispetto all'attuale? I che % rispetto al pianificato?</p> <p>I SE sono aumentati o diminuiti complessivamente?</p> <p>Quali SE sono diminuiti?</p> <p>Quali interventi di mitigazione o compensazione previsti su questi SE?</p> <p>Ci sono state richieste di modifica, integrazione o compensazione nell'ambito della procedura?</p>	<p>La variante produce nuovo consumo 3.57 ha pari a 1,31 % sull'attuale e 0,73% del pianificato</p> <p>aumentati</p> <p>Produzione agricola</p> <p>Nessuno, perché le mitigazioni non riguardano la produzione agricola</p> <p>per alcune previsioni (ZT1) si richiede una riduzione e compensazione, per altre (ZT2) un ripensamento verso una valorizzazione ambientale</p> <p>Vengono richiesti interventi</p>

		compensativi per il suolo consumato di miglioramento delle condizioni di degrado del suolo
Caratterizzazione procedurale	Il contesto decisionale (tipo di procedura) e le fasi in cui il processo è divisibile	Co-pianificazione secondo la LR Piemonte; assoggettabilità a VAS
Serve per rispondere alla domanda: è stato modificato il contesto decisionale?	Definizione delle condizioni di partenza e degli obiettivi del promotore: Livello di CS; stato dei SE; Obiettivi della trasformazione indicati nella variante.	non si tratta di una variante generale ma di stralci di alcuni singoli interventi.  Obiettivi della trasformazione sono riconducibili essenzialmente alla riqualificazione e razionalizzazione dell'area industriale e commerciale
	Contenuto della decisione e gli oggetti della VALSE (intero piano o stralcio di porzione di territorio comunale principali aspetti o temi introdotti)	Conferma delle previsioni di piano, con supporto ambientale dato dalla VALSE  Oggetto: modifiche puntuali ad alcuni interventi
	Identificazione degli ostacoli principali	Difficoltà analitiche; frammentazione dei dati; scarsa partecipazione del pubblico al consensus building e non previsto nella fase di valutazione ambientale in base a norme regionali
	Cronologia del processo;	v. testo
	Gli attori del processo (anche in confronto rispetto alle precedenti varianti) in termini di tipologia di attori, risorse mobilitate, ruolo nell'interazione;	attori istituzionali previsti per la VAS  n.1 cittadino interessato alla tutela di un'area del centro storico  Enti di Ricerca POLITO  Gli stakeholders pure coinvolti nel consensus building (cittadini e attori economici) non sembrano aver espresso pareri né le loro posizioni sono state esplicitamente considerate. In

		ogni caso la loro consultazione è avvenuta rispetto agli scenari di piano già formati (l'opzione T2)
--	--	--

### 5.2.2 CHIERI

Chieri è un comune situato a sud est di Torino, che ha risposto al bando proposto dal progetto SAM4CP per l'accompagnamento della revisione dello strumento urbanistico attraverso l'applicazione della Val-se. È il comune di maggiori dimensioni (54,3 ha), fatta eccezione per Settimo Torinese, dei quattro che hanno sperimentato la revisione della pianificazione con il supporto della VAL-SE.

Anche in questo caso la descrizione fa riferimento, oltre ai documenti del progetto SAM4CP, ai documenti relativi alla formazione della proposta di variante e alla fase di verifica di assoggettabilità a VAS in particolare Relazione Tecnica di verifica di assoggettabilità a VAS nonché le successive integrazioni in risposta alle richieste di integrazione presentate in conferenza di copianificazione.

La Variante strutturale è stata proposta al fine di recepire una serie di istanze presentate da cittadini finalizzate alla retrocessione di diritti edificatori previsti dal vigente PRG (in risposta all'Avviso pubblico varato con la D.G.C. n. 219 del 05/11/2014) considerate di pubblico interesse in quanto con l'obiettivo di contribuire alla riduzione del consumo di suolo libero.

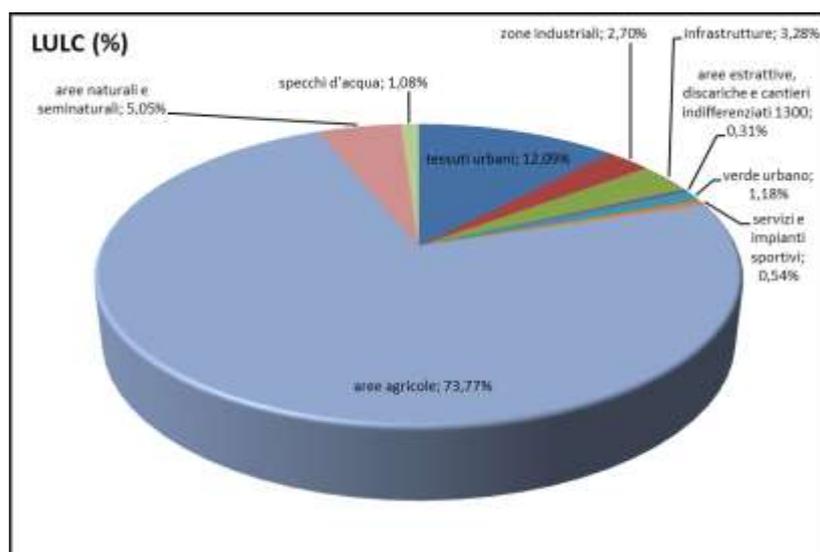
Obiettivo dichiarato del Comune è "la revisione dello strumento urbanistico comunale, attraverso il ridimensionamento complessivo della sua capacità edificatoria, assumendo come obiettivo strategico primario il riordino ed il riuso del tessuto edilizio esistente, unitamente alla promozione della qualità urbana del centro storico, delle periferie, delle frazioni; e territoriale, preservando i suoli agricoli e le risorse naturali, nella convinzione che un ambiente più vivibile e curato possa sostenere l'economia locale sia in chiave commerciale che turistico-fruitiva".

La proposta e relativa documentazione è stata prodotta ad ottobre 2017, la conferenza di copianificazione si è aperta in data 20/12/2017 e la seconda seduta si è tenuta il 21/02/2018, durante la quale sono stati discussi pareri e contributi, in particolare di ASL TO, Soprintendenza ai beni architettonici e paesaggistici, ARPA Piemonte e Regione. Ne è seguita la esclusione dalla procedura di VAS con prescrizioni, come da verbale dell'organo dell'Organo Tecnico Regionale di VAS dell'8/3/2018. Attualmente è in fase di elaborazione il progetto preliminare, che sarà visto da comune, Città Metropolitana e Regione, tuttavia senza la competenza ambientale, essendosi esaurita la fase di VAS. La Variante Strutturale assume la metodologia di verifica e supporto alla costruzione degli scenari a scala locale del progetto LIFE SAM4CP, già testata sul comune di Bruino.

Chieri è un comune della fascia collinare ancora a prevalenza agricola, con un nucleo urbano compatto ancora riconoscibile. Ad ovest è presente un'area di pianura in rapida trasformazione, segnalata dal PPR, con una forte pressione edilizia e insediativa sul paesaggio agrario nella parte più prossima a Torino, accompagnata da una espansione dequalificata della periferia e la realizzazione di insediamenti a bassa densità.

Al contrario, verso est, tendono a mantenersi i caratteri del paesaggio rurale collinare, con i primi avamposti della viticoltura degli adiacenti ambiti del Monferrato e con elevate superfici a prato stabile e prato-pascolo, mentre a sud, la piana mantiene anch'essa tuttora un'evidente vocazione agricola.

**Tabella 36 uso del suolo a Chieri**



L'analisi dell'uso del suolo, condotta per la predisposizione della variante e della valutazione dei SE, vede una presenza di aree agricole, per oltre il 70%, in larghissima parte seminativi semplici in aree indifferenziate ma con una importante presenza di prati stabili e pascoli e vigneti. Si riscontra la presenza del 5% di aree naturali e seminaturali, mentre le aree "antropizzate" (includendo i tessuti urbani, le infrastrutture, le aree a discariche e cantiere o degradate, il verde urbano e i servizi e gli impianti sportivi) coprono circa il 20% del suolo comunale<sup>46</sup>.

Particolarmente, si segnala una incidenza degli usi del suolo per infrastrutture superiori al 3% del territorio comunale, mentre le zone industriali, pur costituendo una parte importante del territorio, non superano il 3% delle coperture totali.

Correttamente l'analisi ha evidenziato come principali criticità per il consumo di suolo da una parte l'urbanizzazione e dall'altra la frammentazione prodotta dalle infrastrutture.

Dall'analisi condotta sul consumo di suolo nella provincia di Torino, il consumo complessivo ha superato l'8%, dalla tabella che segue, superiore alla media provinciale, soprattutto in pianura dove raggiunge quasi il 16%.

Secondo il dato del monitoraggio regionale preso a riferimento nella documentazione di progetto (dati al 2013 – Monitoraggio regionale) il comune di Chieri ha un consumo di suolo elevato rispetto alla superficie comunale, complessivamente pari al 16.56%

**Tabella 37 Consumo di suolo a Chieri**

	Sup. (ha)	CSU		CSI		CSR		CSC	
	(ha)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Chieri	5.420	816	15,06	82	1,51	0	0,00	898	16,56

<sup>46</sup> Si segnala che in tutti i comuni analizzati, i cimiteri, parchi e aree sportive sono nella stessa classe di copertura e l'analisi fatta su tale base non consente automaticamente di definire una quota di aree libere a verde e di conseguenza con precisione il consumo di suolo.

Il grafico che segue descrive l'evoluzione storica del consumo di suolo (fino al 2011) in proporzione rispetto al 1861 ed il disaccoppiamento dalla dinamica di crescita della popolazione.

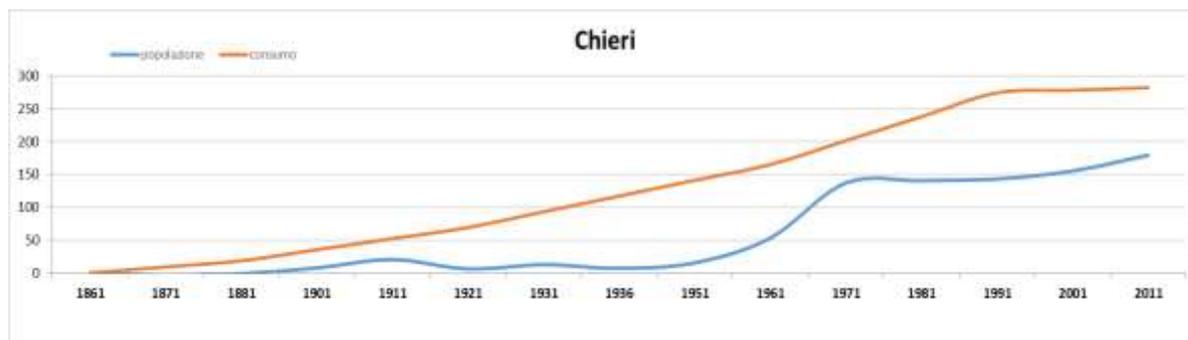


Figura 36 evoluzione del consumo di suolo Fonte:Life SAM4CP

### Soggetti coinvolti

La partecipazione alla fase di VAS si è limitata agli attori previsti per la conferenza di co-pianificazione, in particolare:

- l'autorità procedente (l'Amministrazione Comunale);
- l'autorità competente (l'Amministrazione Comunale attraverso l'Organo Tecnico Comunale individuato ai sensi dell'art. 7 della L.r. 40/98);

Soggetti della co-pianificazione:

- la Regione Piemonte;
- città metropolitana di Torino

Soggetti consultati con competenza ambientale: ARPA e ASL.

Per quanto riguarda il pubblico, non previsto nella conferenza di copianificazione e con una capacità di intervento limitata alle osservazioni agli atti pubblicati, invece, è stato coinvolto mediante iniziative di partecipazione promosse nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, in particolare per Bruino si è trattato di azioni di Consensus building, i cui obiettivi, unitamente alla sensibilizzazione sul tema consumo di suolo, sono la comunicazione delle scelte urbanistiche che l'amministrazione comunale propone di adottare e una condivisione pubblica delle scelte di pianificazione. In particolare per il comune di Chieri si è trattato di:

- Iniziativa per le scuole 13 dicembre 2016
- Conferenza pubblica e passeggiata per le scuole 5 maggio 2017
- incontro con la COMMISSIONE CONSILIARE URBANISTICA 4 ottobre 2017

### Gli elementi principali della variante

Rispetto allo stato di fatto la variante propone azioni volte al ridimensionamento di alcune previsioni anche alla luce "della attualità e applicabilità rispetto alle condizioni di crisi del settore immobiliare". L'analisi dei residui di piano ha messo in luce infatti che allo stato dell'analisi (luglio 2016), non avevano ancora trovato attuazione previsioni per oltre 400 ettari di suoli comunali.

In particolare non sono state attuate due previsioni di notevole estensione, le aree c.d. FV , ad ovest del centro abitato, previste come comparti agroforestali di compensazione del precedente piano. In particolare le aree FV 1 e FV 2 coprono da sole rispettivamente 103,8 e 98,2 ha.

L'analisi dei residui di piano ha evidenziato che la vigente pianificazione comporterebbe, se attuata completamente, un carico aggiuntivo di suolo potenzialmente consumabile pari a circa 156 ha, di cui circa 81 ha sono costituiti da effettivi processi di urbanizzazione (prevalentemente ad usi urbani residenziali o produttivo commerciali) ed i restanti 75 da trasformazione da area agricola a verde urbano. Gli incrementi principali riferiti alle variazioni delle singole classi d'uso del suolo vedrebbero un aumento netto delle zone industriali e commerciali dense (pari a circa 37 ha), seguiti da un importante aumento del tessuto urbano discontinuo (21 ha) e dalle reti stradali e spazi accessori (circa 12 ha). Variazioni considerevoli riguarderebbero inoltre i depositi di rottami (che aumentano di 12 ha) e le nuove aree verdi urbane non agricole (16 ha) e impianti sportivi di varia natura che vede un incremento potenziale di ben 50 ha.

Evidenziate le aree oggetto di variante.

**Tabella 38 Residui di piano - superfici**

area (mq) – residui di piano			
Sp_10	2.441,64	FH Nord	130.208,13
Sp_15	5.604,38	FH Sud	18.906,66
1E	132.441,92	Frp1	475.525,34
1S	18.184,19	Ft4	126.527,57
2E	47.886,51	FV_1	1.037.642,85
2S	136.745,40	FV_2	982.322,63
Ar3/3b	23.899,83	FV_3	64.511,49
Bp1 Cascina Rinassa	9.178,08	Raccordo Area Industriale	23.924,09
Bp1 Pessione	4.784,77	Raccordo Ovest	10.175,85
Bp2	18.033,42	Raccordo Sud	26.699,88
Bretella Nord	36.570,19	SE	1.001,20
Cr16_5	11.617,43	Sm_7	5.099,34
Cr16A	22.759,03	Sp S.ANNA	8.422,42
Cr24	6.628,15	Sp_1	18.945,15
Cr29	26.800,90	Sp_15	19.912,12
Cr30	12.487,06	Sp_2	71.991,72
Cr32	5.899,20	Sp_9	7.943,21
Crr15	8.157,29	Sp3	6.976,04
Crr16	2.804,61	Tp1	10.941,43
Crr18	1.127,43	Tp11	18.484,01
Crr19	2.108,68	Tp8	24.418,68
D1	282.234,58	Tr S.ANNA	14.298,81
Dr	11.203,81	Trc_Nord	4.152,92
Ef	729,87	Trc_Sud	19.796,56
Ep2	13.221,65	Totale previsioni	3.972.378,17

Le aree agricole subiscono nelle previsioni vigenti una riduzione superiore a 300 ha (215 ha di seminativi e 94 di prati stabili e pascoli) in buona parte soggetti a trasformazione in comparti agroforestali (le aree FV-aree agroforestali 2440) che occupano più di 200 ha, per la restante quota urbanizzandi.

Come correttamente evidenziato nella documentazione sulla valutazione dei SE condotta, la presenza delle due grandi aree di compensazione FV influenzano in maniera significativa i risultati quantitativi della valutazione. Infatti, si tratta di aree molto estese nelle quali per l'adozione delle misure compensative del vigente piano sono previsti interventi di trasformazione da aree agricole a aree agroforestali, con un miglioramento ecologico delle aree e della connessione nord-sud. Il miglioramento in termini di SE connesso a tali interventi (che riguarda i servizi di HQ, CS, WY, NR, SR, a fronte di una diminuzione del solo CP) è talmente elevato, da assorbire a livello comunale gli effetti biofisici peggiorativi dovuti alle azioni di completamento dei tessuti industriali e dei tessuti urbani. Questo rappresenta una forte criticità, data la difficoltà attuativa di tali grandi previsioni compensative nell'arco di attuazione del vigente PRG, che rende probabile il fatto che possano

non essere realizzate neanche durante l'attuazione della variante. Di conseguenza, questa quota di rilevante miglioramento rischia di essere solo virtuale e mascherare un effettivo peggioramento.

Un'altra criticità ulteriore è rappresentata dalla valutazione economica, legata alla valutazione del servizio HQ, relativa ad un'altra previsione del piano, quella relativa alla realizzazione di impianti sportivi. Infatti, la trasformazione di suoli ancora agricoli in verde sportivo, in particolare il campo da golf, secondo la valutazione effettuata (con i relativi valori di suitability e minaccia) non comporta una diminuzione del valore biofisico del servizio di Habitat Quality, che si attesterebbe su valori prossimi alla situazione esistente, ma addirittura si accompagna ad una crescita del valore economico, in conseguenza del diverso "prezzo" assegnato ad aree agricole e al verde urbano secondo la metodologia locale utilizzata. Infatti per questo specifico servizio è stata utilizzata la "disponibilità al pagamento" per la l'utilizzo e la fruibilità di aree verdi di differente tipologia che, come segnalato dagli stessi autori "non sempre trova riscontro rispetto all'effettivo valore biofisico che tale SE svolge". In particolare, i valori economici che determinano la quantificazione economica dell'Habitat Quality derivano da una ricalibrazione delle soglie derivate dalle interviste svolte nei territori di Bruino e Settimo Torinese. La ricalibrazione è avvenuta in seguito ad una valutazione delle risposte ai questionari svolti nel territorio di Chieri sulla valutazione del valore delle componenti ambientali (svolti in data 27/04/2017 e 05/05/2017). Come sottolineano gli stessi autori, in questo caso è indicativo valutare l'effetto di variazione biofisico e non quello economico, che appare distorto.



Figura 37 localizzaione dei residui del vigente PRG e interventi di variante

A seguito della verifica del valore sei SE complessivi, della fattibilità e della richiesta di retrocessione dei residui di piano, sono state formulate le azioni di variante, che sono sviluppate in tre gruppi principali:

1. soppressione della quasi totalità del comparto denominato "Fontaneto 3" a destinazione produttivo-artigianale dal P.R.G.C. vigente, in esito alle richieste di retrocessione. L'area allo stato di fatto è occupata da terreni agricoli. Tale area è prevista come ambito di

connessione/cuneo verde della rete ecologica comunale. E' previsto il cambio di destinazione a "zona agricola di pianura" con l'eccezione di aree per servizi Sp in quanto ritenute ancora di interesse e di alcune previsioni edificatorie per le quali non è stata richiesta la retrocessione, rilocalizzate (Zona D1.1 ha rapporto di copertura 55%).

2. eliminazione dell'area a servizi Sr n. 3 e del grande ambito FH (-14 ha) dove era prevista la realizzazione di attrezzature socio-sanitarie ed ospedaliere di carattere pubblico per più di 21 ha, e conferma della destinazione agricola in atto allo stato attuale.
3. trasformazione dell'area Frp1, destinata ad attrezzature e impianti sportivi per il gioco del golf per oltre 70 ettari di suoli in buona parte agricoli, a parco agricolo-sportivo, in connessione con la rete ecologica locale che caratterizza l'area Fontaneto come ambito di connessione ecologica – cuneo verde. Nel vigente PRG sono presenti le aree a servizi 2S, anch'essi praticamente inattuati, che vengono ridotte e la porzione agricola (classe "Ee" aree agricole di pianura), attualmente occupata dal consorzio agrario di Torino.

Per l'area a parco agricolo si prevede in particolare la continuazione delle coltivazioni agricole in atto da valorizzare attraverso diversi interventi di miglioramento ambientale per la rete ecologica, il reticolo idrografico e le zone umide, l'incentivazione di pratiche agricole a minore impatto, dell'orticoltura, l'impianto di colture arboree e di boschi (cfr. Relazione Illustrativa pag.39).



Figura 38 Mappe intervento n.3 piano vigente T1 e variante T2

La variante è caratterizzata dunque da una sostanziale riduzione delle superfici urbanizzabili, che contribuisce ad una significativa riduzione del consumo potenziale, in particolare riducendo il comparto produttivo D1, che passa da una superficie di 481.500 mq a circa 135.000 mq (si mantiene un **consumo di 7,25 ha coperti da edifici secondo il rapporto di copertura previsto**) e il mantenimento a destinazione produttiva di 15.000 mq, per un totale di circa **5000 mq di superficie edificabile**, come completamento dell'edificato esistente.

Con riferimento alla tipologia di area in cui si realizzano gli interventi di variante, come definito dal Comune di Chieri nel 2012 in attuazione del PTC2 le aree relative all'intervento n.1 (stralcio delle aree D1 in Fontaneto 3) si collocano all'interno delle 'aree di transizione'. Si tratta dunque di una effettiva rinuncia alle previsioni, peraltro richiesta direttamente dall'utenza, a causa del cessato interesse economico alla trasformazione. Al contrario, le zone FH e Frp1 oggetto degli interventi n.2 e n.3 erano già ricomprese tra le aree libere, all'interno delle quali il PTC2 esclude la ulteriore urbanizzazione, pertanto l'intervento è qualificabile come adeguamento allo stesso PTC2.

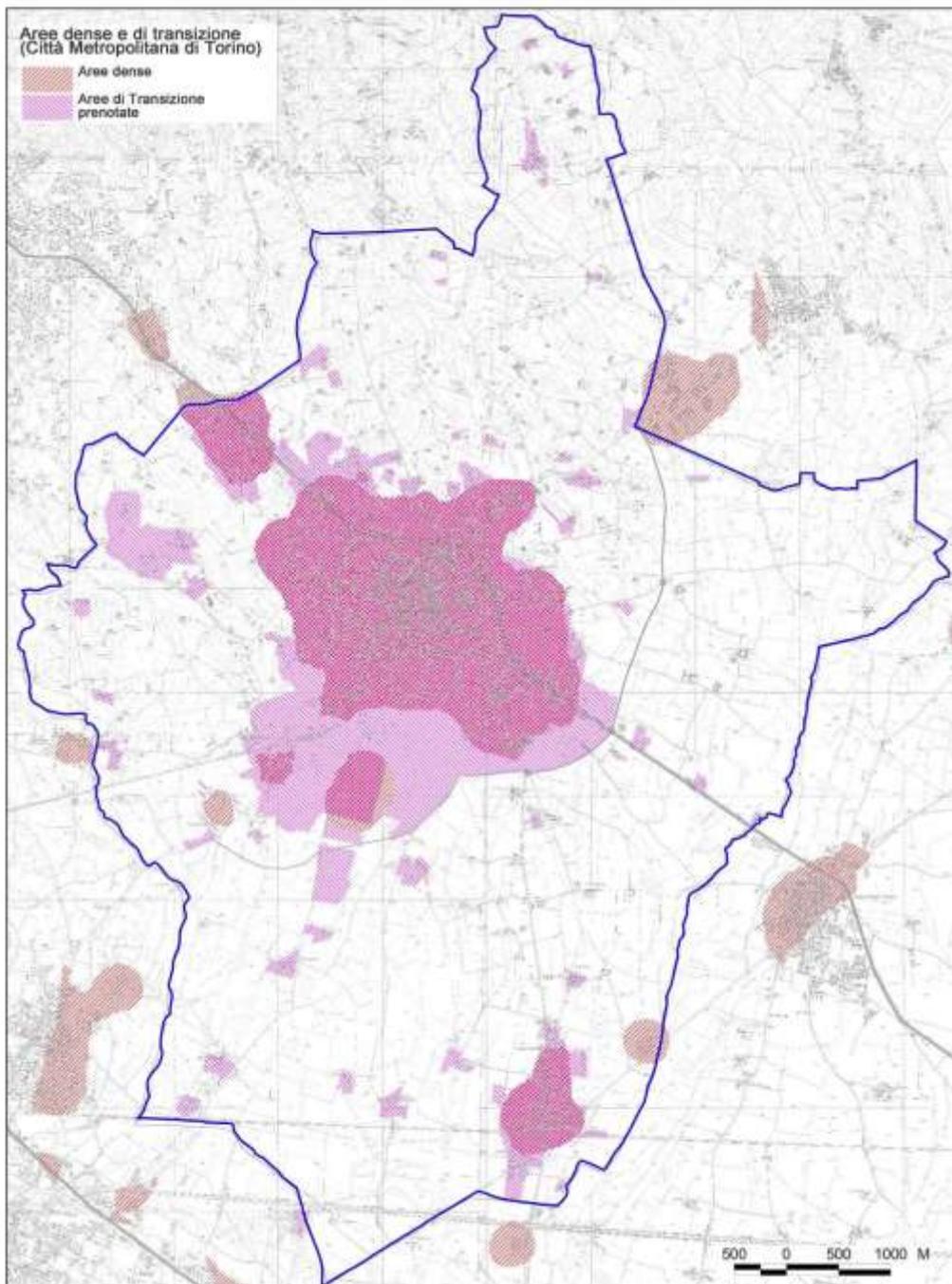


Figura 39 definizione delle aree di transizione

Come si evince dalla tabella, se il processo di antropizzazione tra lo stato di fatto e quello di diritto ( $t_0$ - $t_1$ ) prevedeva un aumento di circa 145 ha di aree soggette ad artificializzazione la Variante Strutturale  $t_2$  "taglia" tali previsioni in maniera significativa.

Tabella 39 Consumo di suolo confronto tra scenari- Fonte: relazione SAM4CP per Chieri

Suolo Antropizzato (ha)		
$t_0$	$t_1$	$t_2$
1.088	1.245	1.118

Complessivamente la Variante, pur eliminando interventi di artificializzazione per 127 ha per i quali viene mantenuta la attuale funzione agricola, rispetto alla configurazione attuale del territorio, produce nelle aree oggetto della stessa variante una “antropizzazione” di suolo rilevante di 30 ha, che corrisponde secondo i dati disponibili nei documenti presentati, ad almeno 8 ha coperti da edifici, che si aggiungono ai 56.760,4 ha già consumati (Stima Regione Piemonte al 2016). A questo si aggiunge il consumo previsto e non variato rispetto alle altre previsioni di piano non oggetto della variante.

## La valutazione dei SE

La valutazione dei SE è descritta in particolare nei documenti del progetto LIFE SAM4CP, poiché invece la relazione illustrativa e la relazione tecnica di assoggettabilità in questo caso forniscono poche informazioni.

Anche in questo caso, la valutazione dei SE, inizialmente presentata solo come confronto tra i valori economici dei servizi relativi allo scenario di variante rispetto allo scenario di piena applicazione del piano vigente, è stata poi oggetto delle richieste di integrazioni da parte della Regione Piemonte.

La valutazione dei SE, condotta secondo la metodologia LIFE SAM4CP locale, ha portato alla identificazione dei valori complessivi per l'intero territorio comunale, indicati nella tabella che segue.

La variazione complessiva indotta dalla Variante Strutturale prodotta dal progetto LIFE SAM4CP indica per l'intero territorio comunale un leggero aumento del valore biofisico complessivo, intorno allo 0,5%. Come anticipato sopra tale valore è fortemente influenzato dalle aree compensative FV 1 e 2, pertanto non è molto attendibile e non aiuta a rilevare gli effetti delle trasformazioni previste dalla variante, in particolare per gli incrementi (ad esempio per il CS, il NR, che va letto “al contrario” e più modestamente del HQ e del WY), conseguenti la riduzione del comparto agricolo produttivo convertito a fini agroforestali fruitivi.

Tabella 40 valori dei SE

VALORE BIOFISICO	stato di fatto (t0)	stato di diritto (t1)	variante (t2)	var (%) t0-t2
Habitat Quality	0,39	0,39	0,39	0,520%
Carbon Sequestration	326.887,57	339.061,66	346.542,77	6,013%
Water Yield	584.576.606,80	584.472.882,38	587.381.589,80	0,480%
Nutrient Retention*	31.957,67	30.399,21	29.865,18	-6,548%
Sediment Retention*	543.484,81	551.427,80	566.420,46	4,220%
Crop Pollination	1,00	1,00	1,00	0,000%
Crop Production	12.947.725,28	12.104.944,44	11.918.870,25	-7,946%
Valore medio				0,489%

VALORE ECONOMICO	stato di fatto (t0)	stato di diritto (t1)	variante (t2)	Var % T0-T2
Habitat Quality	31.544.995,13	40.276.518,83	41.299.958,12	30,92
Carbon Sequestration	32.688.757,44	33.906.165,56	34.654.276,73	6,01
Water Yield	7.365.665,25	7.364.358,32	7.401.008,03	0,48
Nutrient Retention*	2.045.290,66	1.945.549,26	1.911.371,76	- 6,55
Sediment Retention*	12.391.453,67	12.572.553,95	12.914.386,56	4,22

<b>Crop Pollination</b>	45.888,30	43.434,91	24.877,29	- 45,79
<b>Crop Production</b>	12.947.725,28	12.104.944,44	11.918.870,25	- 7,95
<b>Ecosystem Service</b>				
<b>Value TOT</b>	70.156.287,08	79.177.319	80.473.232	14,71

\*per questi servizi il valore della variazione va letto “al contrario” poiché il valore assoluto rappresenta una perdita/ costo e non un vantaggio

Come si può notare, nonostante l’entità degli interventi di urbanizzazione previsti dal vigente piano il confronto dei valori economici tra T0 stato di fatto e T1 evidenzia un aumento dei SE. Come anticipato sopra, questo aumento discende dall’aver considerato nella valutazione la realizzazione delle due compensazioni FV1 e FV2, che da sole “bilanciano” qualunque diminuzione connessa ad altre trasformazioni.



Figura 40 Stato attuale dell’area di fontaneto

Rispetto a tale valutazione preliminare, è stata effettuata la identificazione delle aree il cui valore ecosistemico totale supera la soglia di 0.6, ovvero in suoli considerati non trasformabili. Secondo quanto riposta la relazione di supporto fornita dal progetto SAM4CP, delle oltre 48 aree con previsioni di intervento nel vigente piano, solo 4 sono localizzate su suoli con valore superiore a 0.6. Queste ultime sono rispettivamente una struttura viaria, il “Raccordo autostradale” previsto nella porzione meridionale del territorio chierese, un’area destinata a servizi per le attività produttive ed artigianali (“Sp\_15”) e le due aree a campeggio previste dallo strumento urbanistico vigente, rispettivamente a Nord e a Sud del centro urbano di Chieri.

Con riferimento invece agli interventi poi sottoposti alla variante, è emerso come allo stato di fatto tutta le aree sono al di sotto della soglia 0.6, pertanto sono su suoli “trasformabili”. Per alcune di esse, in particolare, gli interventi di mitigazione già previsti dal vigente piano si dimostrano sufficienti a mantenere tali aree al di sopra della soglia del compensation index (0.38).

Si tratta in particolare delle due aree destinate all’ampliamento del comparto ospedaliero (“FH Nord” ed “FH Sud”), collocate ad Est della zona produttiva di Fontaneto, la previsione di un campo

da golf ("Frp1", NdA PRGC di Chieri) e un'area con edifici esistenti con destinazioni produttive e presenza di residenza ("Tp 8").

Al contrario per altre cinque il valore del compensation index, supera lo 0.38 e pertanto si configurava rispetto al piano vigente la necessità di azioni di compensazione ambientale. Questa condizione è determinata dalla assenza nel piano vigente di sufficienti previsioni progettuali volte a garantire una elevata qualità urbana delle trasformazioni, fra cui si individua, seguendo la metodologia proposta, la localizzazione dell'area di intervento, la tipologia di intervento prevista, la presenza di spazi verdi e raccolta delle acque meteoriche, la presenza di spazi di relazione collettivi; l'accessibilità e l'effetto isola di calore.

L'area più estesa è costituita dal comparto "Fontaneto 3" (D1, secondo NdA del PRG di Chieri) con una superficie di 282.234,58 mq, destinata ad impianti produttivi ed artigianali. In questo caso il modello adottato dal progetto LIFE SAM4CP suggerisce una compensazione con ripristino, ovvero "restituire le funzioni naturali di un'area" .

La seconda area è la grande area a servizi ("2S"), di 136.745,40 mq, che si colloca al confine settentrionale della zona Frp1, dove era previsto dal vigente piano il campo da golf. Per essa viene consigliato di intraprendere delle procedure volte alla compensazione, con finalità di creazione ovvero di "interventi per lo sviluppo di elementi di naturalità diffusa, di zone umide o di altri elementi naturali dove prima non esistevano", costituite da nuove infrastrutture verdi che migliorino la qualità ecosistemica del territorio comunale. La stessa tipologia di azione viene consigliata per la zona 1S, più piccola, sempre destinata a servizi.

Vi sono, inoltre, due ulteriori aree a "servizi per le attività produttive ed artigianali" ("Sp\_1" ed Sp\_2"), per la prima delle due si stimano azioni di compensazione volte alla valorizzazione ovvero a migliorare una o più funzioni specifiche o la composizione dell'impianto esistente di un sito non danneggiato ma semplicemente povero di funzionalità ecologiche"; per la seconda, invece, soggetta a limitazione dal PAI (cosa che avrebbe dovuto escluderla a prescindere dal valore del VALTOT, questo è un limite della metodologia proposta) le azioni proposte sono finalizzate alla conservazione ovvero "Rimozione di una minaccia o prevenzione dal declino di siti o di elementi naturali dal buon valore ecologico tramite opportune azioni di messa in sicurezza degli stessi o tramite l'abbattimento del rischio"

Tenuto in considerazione che le previsioni del vigente PRG su cui la Variante Strutturale intende attivare azioni di ridimensionamento delle previsioni di aree a servizi e riconversione ad utilizzi agroforestali di aree con previsioni di ulteriore sviluppo industriale è possibile verificare l'effettivo impatto (sia quantitativo che ecosistemico) che tali previsioni attualmente potrebbero esercitare nell'assetto ambientale.

Rispetto a tali aree, come evidenziato in precedenza, interviene la variante con interventi ricadenti nelle zone residue 2S, D1, Frp1 e Sp\_2 e FH nord. L'analisi dei SE condotta rispetto alla variante è utilizzata per verificare gli effetti delle trasformazioni proposte.

Una rielaborazione basata sulle mappe dei singoli SE, che anziché essere sommati come nel VALTOT, vengono sovrapposti evidenziando la compresenza di valori elevati di più SE. In particolare si possono così evidenziare le aree in cui vi è una concentrazione significativa di valori ecosistemici elevati (verde scuro) o bassi (rosso scuro). In breve, tale valutazione consente di evidenziare graficamente quelle aree a maggior pregio ambientale (valori più alti dei SE) nelle quali è opportuno evitare compromissioni o artificializzazioni. Questa analisi si accompagna a quella delle aree con VALTOT superiore a 0.6.

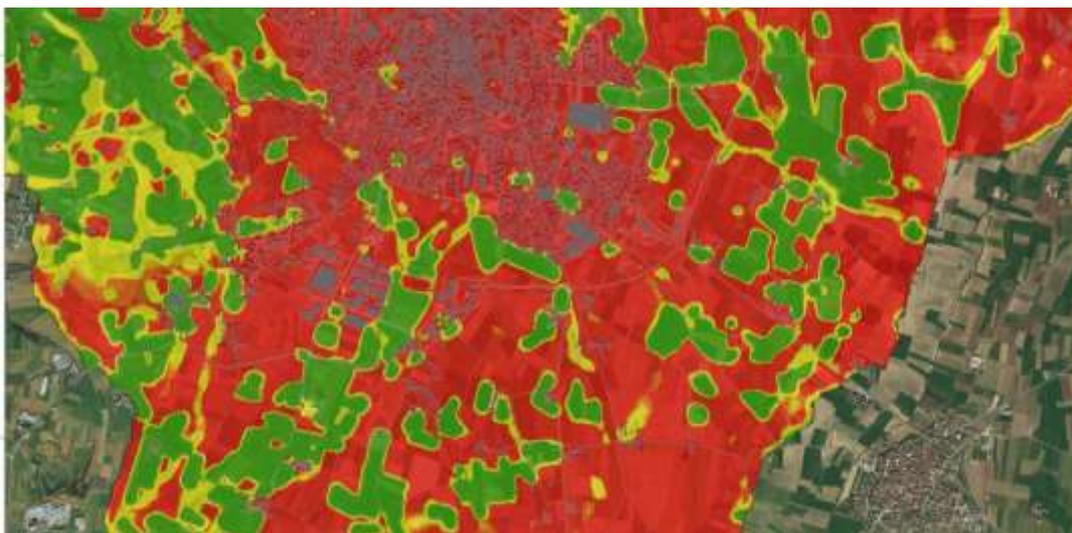


Figura 41 Mappa hotspot dei SE nell'area Fontaneto

Come descritto l'area nella quale si concentrano la maggior parte delle previsioni non attuate e al contempo le aree con valore del compensation index superiori a 0.38 è l'area del Fontaneto. Di conseguenza anche l'analisi dei SE, dunque, più correttamente, è stata condotta sulle specifiche aree di variante, con un approfondimento particolare dunque per l'area c.d. di Fontaneto, dove si concentrano i 3 interventi di variante.

Il confronto tra i valori del VALTOT, fa emergere come tra lo stato di fatto e lo scenario di variante si produce un decremento nel valore complessivo dei SE, pari a -687.483,99, congruente con il consumo di suolo non indifferente comunque attuato.

Il confronto tra i valori mappati aiuta a riconoscere come allo stato di fatto T0, le aree di intervento siano caratterizzate da un valore medio-alto, e che la variante in parte migliora le condizioni delle aree più a nord, destinate al parco, ma dall'altra produce un consumo dovuto ai diversi completamenti e alla realizzazione dell'intervento nella zona sud e la saldatura dell'area artificiale con quella già consolidata ad ovest. Si deve sottolineare anche che proprio l'intervento di completamento e di espansione rende parzialmente inefficace, ai fini della connettività ecologica, la preservazione dell'area centrale immediatamente a sud dell'abitato. Ciò è facilmente riscontrabile dalla mappa della rete ecologica in cui l'area di completamento e saldatura tra l'attuale area industriale e l'abitato consolidato è inserita nell'area (in verde) degli ambiti di connessione ecologica.

Valori dei SE complessivi per le aree dei tre interventi n.1, 2 e 3								
Valori biofisici					Valori economici			
	T0	T1	T2	Var % T0-T2	T0	T1	T2	Var % T0-T2
CS [t]	8.320,34	10.703,17	7.578,46	-8,92	906.916,90	1.166.645,11	826.052,18	-8,92
CPO	0,2236	0,2477	0,2303	3,00	10.767,43	12.567,10	11.459,35	6,43
HQ	1,3212	0,5418	1,2373	-6,35	977.532,57	634.521,46	873.299,17	-10,66
NR [kg]	331,20	44,45	184,70	-44,23	2.583,36	346,74	1.440,70	-44,23
SDR [t]	210,04	203,63	225,04	7,14	31.506,23	30.543,88	33.756,63	7,14
WY [l]	15.133,96	15.645,87	17.465,02	15,40	190.687,85	197.137,95	220.059,27	15,40
CPR [€]	3.147.591,49	506.215,81	2.614.034,57	-16,95	3.147.591,49	506.215,81	2.614.034,57	-16,95
TP [€]	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	
TOT					5.267.585,84	2.547.978,03	4.580.101,85	

Figura 42 valori dei SE nelle aree di intervento

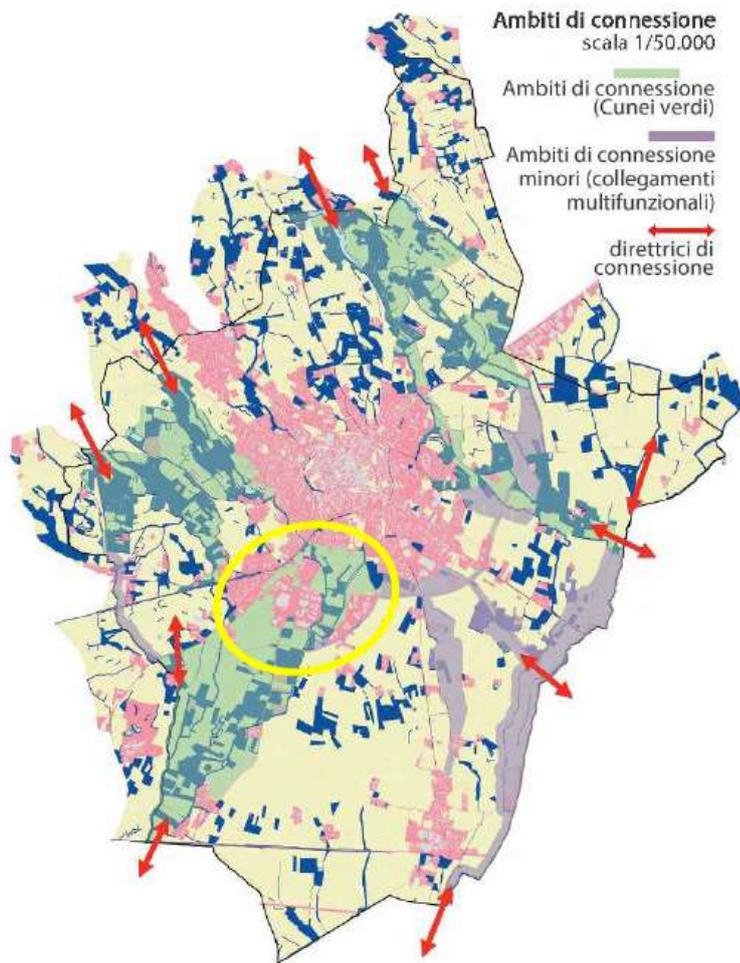


Figura 43 Rete ecologica locale di Chieri

Dal confronto dei valori dei singoli servizi emerge che la perdita maggiore è realizzata, in ordine, per i servizi di CPR, CS, SDR (che va letto al contrario) e HQ, mentre migliorano il CPO, il NR (che va letto al contrario) e il WY, in ragione delle migliori condizioni ecologiche e per l'infiltrazione dell'acqua nelle aree destinate a parco e della riduzione del carico di nutrienti dall'agricoltura.



Figura 44 Confronto del Valtot tra t0 e t2

Mentre nel caso di Bruino, che già parte da una situazione ambientale non ottima, l'attuazione della variante prevede dunque la trasformazione di suoli prevalentemente agricoli di cintura urbana con discrete qualità ecosistemiche complessive in aree urbanizzate, con una "compensazione" in viali alberati urbani, a Chieri vengono proprio eliminate alcune previsioni e sono previste alcune attuazioni di piano vigente. Tuttavia in questo caso non si tratta di una estensione trascurabile, poiché si tratta di un consumo aggiuntivo di **30 ha**.

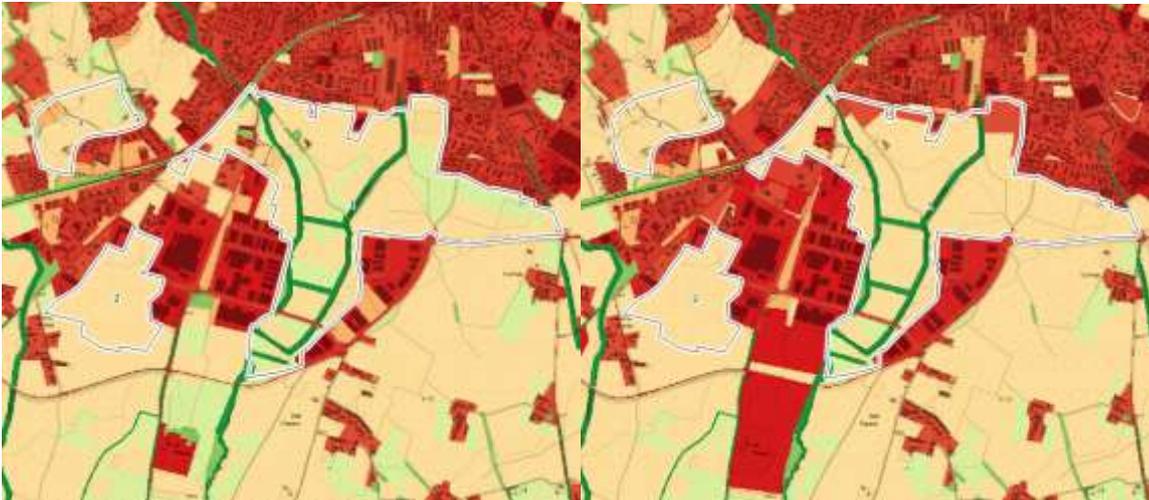


Figura 45 mappe per l'HQ di Chieri allo stato di fatto T0 e di variante T2 prodotte dal progetto LIFE SAM4CP

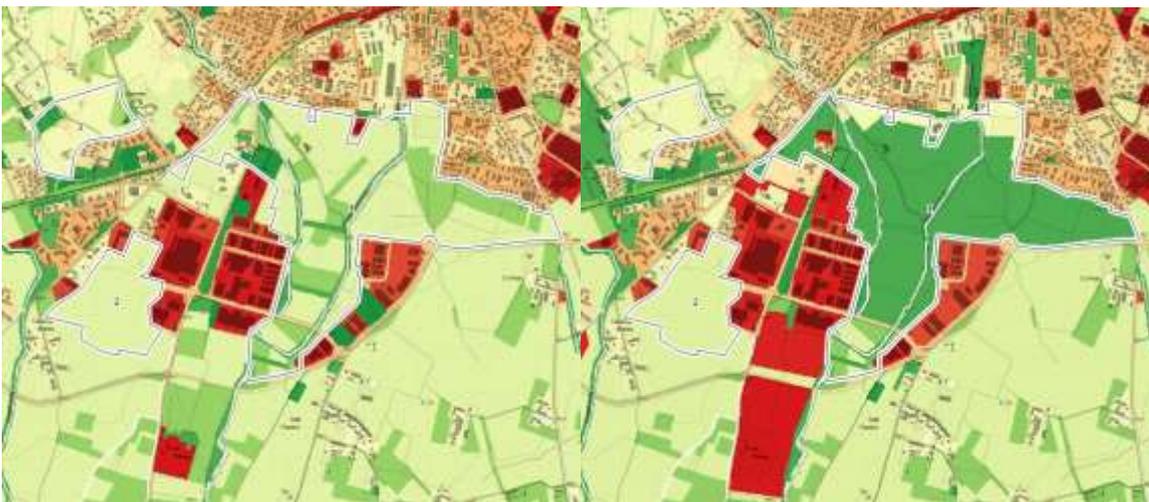


Figura 46 mappe per WY di Chieri allo stato di fatto T0 e di variante T2

L'analisi del flusso di valore ecosistemico tra lo stato di fatto (t0) e la Variante Strutturale (t2), presentata nella documentazione (Relazione Illustrativa e Relazione tecnica di assoggettamento) per il comune di Chieri, diversamente da quanto specificato nella documentazione del progetto LIFE SAM4CP, indica a livello di intero comune, come sopra descritto, un leggero miglioramento complessivo dello 0.5%. Tuttavia si deve ripetere che tale miglioramento è affidato sostanzialmente a previsioni la cui attuazione messa in dubbio dallo stesso Comune. , Tuttavia tali aree non sono state inserite nella variante, mentre nelle aree specificamente trasformate dalla variante il saldo del valore ecosistemico è negativo.

La variante non introduce modifiche al vigente tali da favorire l'attuazione delle previsioni FV che fino ad ora non sono riuscite ad essere attuate, per cui le difficoltà note permangono e dunque si

deve concludere che continueranno a non essere attuate. La variante avrebbe potuto inserire interventi per favorirne l'attuazione ma così non è stato.

### **Le osservazioni alla proposta di variante**

Si deve sottolineare che nonostante il lavoro di approfondimento, le valutazioni relative ai servizi ecosistemici sono entrate in misura marginale nel processo di VAS, nel senso che la relazione tecnica di assoggettabilità ha fatto solo un breve riferimento e i documenti di dettaglio del progetto non sono stati presentati nel corso della conferenza di co-pianificazione. D'altra parte, secondo l'approccio regionale non è oggetto della relazione di assoggettabilità specificare il percorso attraverso il quale è stata presa la decisione, ma solo di supportare la valutazione degli impatti prodotti.

La relazione illustrativa richiama invece il percorso fatto per la formazione della variante, attraverso l'analisi ecosistemica dello scenario T0 e di piena applicazione dei residui di piano T1, e la verifica degli effetti delle possibili trasformazioni attraverso in particolare il valore VALTOT e le sue variazioni. Queste analisi sono state utilizzate con l'obiettivo di "contenere il dimensionamento dello strumento urbanistico, riallocare o ancora riconsiderare alcune previsioni". Tuttavia, la relazione non fornisce i dati necessari a ripercorrere la valutazione effettuata, di conseguenza l'unico riferimento utile è quello della relazione prodotta dal progetto LIFE SAM4CP e relativi fogli di calcolo.

In questo caso dunque, c'è stata una scarsa interazione tra la procedura di VAS e la VALSE, che è stata utilizzata più che altro come guida preliminare alle decisioni di piano.

La valutazione del consumo di suolo, sia nella relazione tecnica per la VAS che nella relazione illustrativa, è effettuata in modo piuttosto aspecifico, esclusivamente basata sul confronto tra la variante e il piano vigente. Si evidenzia infatti in tale documentazione la riduzione significativa ma virtuale del consumo rispetto al piano vigente, senza una specifica quantificazione del consumo comunque realizzato. La quantificazione esplicita è presente solo nella relazione prodotta dal progetto LIFESAM4CP, che quantifica **un incremento di suoli "antropizzati" di 30 ha**, che include la copertura con **edifici per almeno 8 ha** cui si aggiungono ad altre superfici impermeabili allo stato non quantificate esplicitamente.

Sono state presentate nel corso della conferenza di co pianificazione e nel tavolo tecnico le osservazioni di Regione Piemonte e di ARPA. La Regione, segnala in sostanza soltanto la necessità di conformità al Piano Paesaggistico regionale nel frattempo approvato (3 ottobre 2017 con DCR n. 233-35836) e alla necessità di assicurare una gestione efficace dell'area a parco agricolo sportivo, rimandando alla componente tecnica le ulteriori osservazioni. L'ARPA in merito segnala che rispetto alle previsioni del P.R.G.C. vigente è considerevole la riduzione degli impatti sulla componente suolo, tuttavia poiché una porzione di suolo verrà comunque compromesso rispetto allo stato attuale si evidenzia la necessità di compensazioni per il consumo di suolo libero e la sua impermeabilizzazione anche in relazione alla possibilità di impatti sul suolo nelle aree a servizi. Infatti sebbene, ad esempio, i parcheggi saranno previsti alberati e drenanti, è comunque ridotta la funzionalità dei suoli rispetto all'attuale, pertanto occorre verificare la necessità di compensazione commisurata.

Nella tabella che segue è sintetizzata l'analisi del consumo di suolo in base alla documentazione disponibile e le relative percentuali, da confrontare con il limite posto dal PTR al 3%.

**Tabella 41 consumo di suolo confronto tra scenari**

Comune	Sup. (ha)	CSC (ha)	%	residui (ha)	pianificato (ha) (csc+residui)	variante (ha)	% sull'attuale	% sul pianificato	Limite %
Chieri	5.420	898	16,56	81,00	979,00	30,00	3,34	3,06	3

**Scheda di analisi**

Caratterizzazione territoriale	dimensione territoriale, n. abitanti, periodo di riferimento, dati sul consumo di suolo (stato e trend).	Comune di dimensioni molto piccole, con alto consumo di suolo negli ultimi anni.
Caratterizzazione metodologica della VALSE  Serve per rispondere alla domanda:	Analisi del livello e dei criteri di valutazione dei SE adottata e delle fasi in cui è stata adottata  Analisi per la VAS utilizza i SE? Le analisi specifiche sono entrante nella conferenza di co pianificazione?	Val se con metodologia adattata alla dimensione locale e su dati territoriali con sufficiente dettaglio; Analisi svolta solo con riferimento allo scenario di variante e di piena applicazione del piano, non sono previsti confronti con scenari alternativi;  Analisi correttamente eseguita prima della presa di decisione; i risultati, sono stati utilizzati direttamente nella formazione della proposta, e per valutare e giustificare la stessa,  Le analisi specifiche non sono state utilizzate nella VAS
Caratterizzazione ambientale  Serve per rispondere alla domanda: i risultati ambientali del piano sono congruenti con gli obiettivi strategici posti? la VAL SE è stata efficace per la limitazione del consumo di suolo?	Il CS netto è aumentato? In che % rispetto all'attuale?  I SE sono aumentati o diminuiti?  Quali SE sono diminuiti?  Quali interventi di mitigazione o compensazione previsti su questi SE?  Ci sono state richieste di modifica, integrazione o compensazione nell'ambito della procedura?	La variante produce nuovo consumo si stima di 30 ha; 3,3% rispetto all'urbanizzato esistente.  Aumentati, ma solo a fronte di una piena realizzazione delle compensazioni FV del precedente piano, sono diminuiti nell'area specifica di variante  Produzione agricola, sequestro di carbonio, trattenimento di sedimenti e habitat quality diminuiscono nell'area di variante  Nessuno, perché le mitigazioni non riguardano la produzione agricola  Sono state richieste compensazioni per la risorsa suolo consumata
Caratterizzazione procedurale  Serve per rispondere alla domanda: è stato modificato il contesto decisionale?	Il contesto decisionale (tipo di procedura) e le fasi in cui il processo è divisibile  Definizione delle condizioni di partenza e degli obiettivi del promotore: Livello di CS; stato dei SE; Obiettivi della trasformazione indicati nella variante.  Contenuto della decisione e gli oggetti	Co-pianificazione secondo la LR Piemonte; assoggettabilità a VAS  non si tratta di una variante generale ma di stralci di alcuni singoli interventi.  Obiettivo della trasformazione è sostanzialmente il ridimensionamento di alcune previsioni  Revisione delle previsioni di piano, con

	della VALSE (intero piano o stralcio di porzione di territorio comunale principali aspetti o temi introdotti)	supporto ambientale dato dalla VALSE. Oggetto: modifiche puntuali ad alcuni interventi
	Identificazione degli ostacoli principali	Difficoltà analitiche; frammentazione dei dati; scarsa partecipazione del pubblico al consensus building e non previsto nella fase di valutazione ambientale in base a norme regionali
	Cronologia del processo	v. testo
	Gli attori del processo (anche in confronto rispetto alle precedenti varianti) in termini di tipologia di attori, risorse mobilitate, ruolo nell'interazione;	attori istituzionali previsti per la VAS Enti di Ricerca POLITO Gli stakeholders pure coinvolti nel consensus building in particolare scuole non sembrano aver espresso pareri

### 5.2.3 NONE

Il Comune di None è caratterizzato prevalentemente da tessuto rurale e libero (oltre l'80% della superficie comunale), con caratteristiche socio economiche significativamente basate su attività agricole oltre che di industria, commercio e servizi locali alla popolazione.

La descrizione fa riferimento, oltre ai documenti del progetto SAM4CP, ai documenti relativi alla formazione della proposta di variante e alla fase di verifica di assoggettabilità a VAS in particolare Relazione Tecnica di verifica di assoggettabilità a VAS nonché le successive integrazioni in risposta alle richieste di integrazione presentate in conferenza di co-pianificazione.

La decisione di intraprendere ad una Variante strutturale al vigente PRGC è stata assunta con Deliberazione della Giunta Comunale N. 118 del 26.10.2015, con l'obiettivo di apportare alcune modifiche "funzionali alla qualificazione ambientale di parte del territorio comunale e alla sua promozione in chiave di sviluppo sostenibile", con attenzione prioritaria al tema della riduzione del consumo di suolo, al fine di tutelare gli ampi spazi agricoli ancora disponibili e potenzialmente soggetti a pressioni immobiliari residenziali, industriali e commerciali, attraverso i nuovi modelli di intervento urbanistici in copianificazione predisposti dal progetto LIFE SAM4CP.

Anche in questo caso, come per il comune di Chieri, è stato pubblicato un avviso nel mese di marzo 2016 al fine di raccogliere manifestazioni di interesse alla retrocessione di aree edificabili, che ha portato alla presentazione di 19 istanze di retrocessione. In particolare, è stata condotta una valutazione delle richieste di retrocessione in merito a:

1. valore eco sistemico dei suoli oggetto delle richieste di retrocessione, tramite l'adesione al progetto europeo LIFE SAM4CP;
2. potenzialità dei suoli oggetto delle richieste di retrocessione di concorrere alla futura definizione di una proposta di rete ecologica locale.

La Variante strutturale n.4 è stata adottata il 22 novembre 2017 e in data 21/12/2017 si è tenuta la prima riunione della conferenza di Co-Pianificazione finalizzata all'adozione della Variante che assume la metodologia "di verifica e supporto alla costruzione degli scenari per il buon uso della risorsa suolo così come descritti dal progetto LIFE SAM4CP". In esito a tale primo incontro, a seguito della presentazione e della discussione di alcune criticità, è stato aperto presso la sede della Regione Piemonte, un tavolo tecnico riunitosi il 29/1/2018 che ha accolto documentazione integrativa relativa alla variante e che ha acquisito il contributo dell'Organo Tecnico Regionale (OTR) inerente la *Procedura di Valutazione Ambientale Strategica - FASE di VERIFICA - Dir. 2001/42/CE – D.Lgs. n. 152/2006 – D.G.R. n. 12-8931 del 09.06.2008, prot. n. 5500 del 22/02/2018* ed il parere unico della Direzione Opere pubbliche, difesa del suolo, economia montana e foreste – Sett. Tecnico Regionale – Area metropolitana di Torino *Valutazioni ai sensi dell'art. 15, comma 6, della Lr. 56/1977 come modificata dalla lr 3/2013 e parere ai sensi dell'art. 89 del DPR 380/2001, prot. n.9785 del 27/02/2018.*

E' stata quindi aggiornata la Relazione di assoggettabilità con le integrazioni a seguito della 1° seduta della 1° Conferenza di copianificazione del 21/12/2017 e del Tavolo tecnico del 29/01/2018.

Di conseguenza a seguito della seconda conferenza di pianificazione del 14/06/2017, la fase di assoggettabilità si è conclusa, con la determinazione del 13/07/17 di esclusione con prescrizioni, nel seguito discusse.

Attualmente è in fase di elaborazione il progetto preliminare, che sarà visto da comune, Città Metropolitana e Regione, tuttavia senza la competenza ambientale, essendosi esaurita la fase di VAS.

None è un comune di medie dimensioni (2464 ha), caratterizzato da una prevalenza rurale, ed ha risposto al bando proposto dal progetto SAM4CP per l'accompagnamento della revisione dello strumento urbanistico attraverso l'applicazione della VALSE nell'ambito di diverse iniziative di ri-orientamento dello sviluppo territoriale.

Il Consumo di Suolo Complessivo (C.S.C.), monitorato da Regione Piemonte , aggiornato al 2013, per il comune di None, risulta pari a 307 ettari, pari al 12,45% della superficie comunale, di cui circa 273 ettari sono imputabili al Consumo di Suolo Urbanizzato, mentre circa 34 ettari a sono riferibili al Consumo di Suolo da Infrastrutture, (C.S.I) inferire all'1,5%. Non è stato rilevato Consumo di Suolo Reversibile (C.S.R).

**Tabella 42 Consumo di suolo a None**

Dati sul consumo di suolo nei comuni della sperimentazione – Regione Piemonte al 2013									
Comune	Sup.(ha)	CSU		CSI		CSR		CSC	
	(ha)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
None	2.464	273	11,09	34	1,36			307	<b>12,45</b>

Fonte: Monitoraggio Regione Piemonte 2015

L'andamento del consumo di suolo rispetto alla crescita della popolazione anche nel caso di None evidenzia il consueto disaccoppiamento.

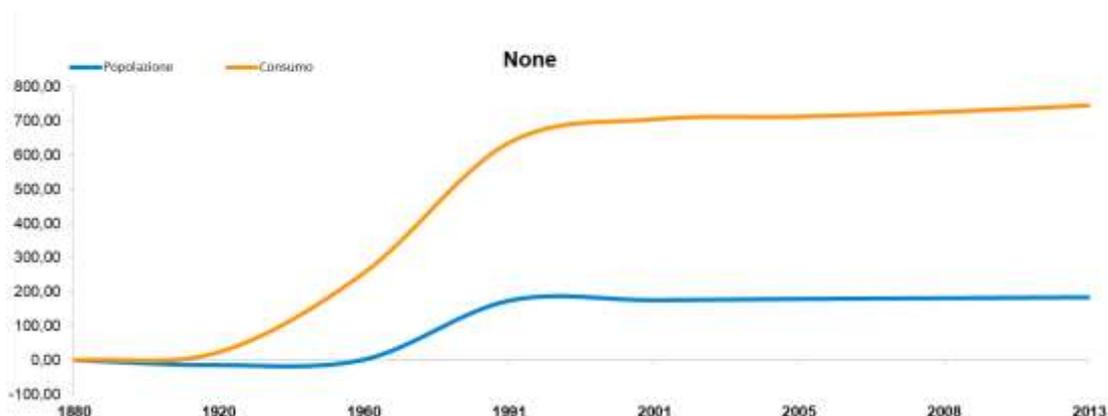


Figura 47 Andamento temporale del consumo di suolo a None

Allo stato di fatto (T0), il territorio comunale è suddiviso tra aree agricole (80%) e aree urbanizzate (oltre il 15%), con una porzione molto piccola di aree naturali e seminaturali (2% circa), come evidenziato nella tabella, oltre a una piccola quota di verde urbano (inferiore al 1,53% perché la classe include anche aree artificiali quali i cimiteri e le aree sportive).

Tab. Uso del suolo al momento T0 = 2016 - STATO DI FATTO				
denominazione			quantificazione	
categoria	carta UDS comunale	mq	indice di copertura (%)	
ANTROPIZZATO	URBANIZZATO classi 1.1, 1.2, 1.3	aree prevalentemente residenziali, a servizi, per attività, cave, discariche, cantieri, aree degradate e reti infrastrutturali	3.745.716,23	15,20%
	AREE LIBERE URBANE classi 1.4	parchi, giardini, cimiteri ed aree ricreative e sportive	328.071,60	1,33%
		aree verdi incolte	10.364,97	0,04%
AGRICOLA classe 2	seminativi, colture e prati	19.743.326,45	80,11%	
NATURALE E SEMINATURALE classe 3	aree boscate e altro	509.884,53	2,07%	
ZONE UMIDE classe 4	vegetazioni delle aree umide	74.615,80	0,30%	
CORPI IDRICI classe 5	sistema delle acque	232.155,73	0,94%	
TOTALE	totale delle coperture di uso del suolo (= sup.comunale)	24.644.135,24	100%	

Figura 48 Tabella dell'uso del suolo allo stato di fatto

## Soggetti coinvolti

Per la presentazione della variante, il comune di None ha predisposto un processo più articolato di quello degli altri comuni, parzialmente ricalcando quanto previsto per le varianti generali, inserendo una fase di consultazione con iniziative pubbliche e anche l'aggiunta ai soggetti convocati per la conferenza di pianificazione dei comuni contermini, delle associazioni e dei comitati.

Sono dunque stati coinvolti nella conferenza di co-pianificazione i seguenti soggetti.

Soggetti della copianificazione:

- Regione Piemonte;
- Città Metropolitana di Torino;
- Comuni contermini. Comune di Orbassano; Comune di Candiolo; Comune di Piobesi, Comune di Castagnole; Comune di Scalenghe; Comune di Airasca; Comune di Volvera;

Soggetti con competenze ambientali:

- ARPA, Dip. Sub provinciale Torino;
- ASL TO 3 Nichelino;
- Soprintendenze per i beni ambientali/paesaggistici;
- Associazioni ambientaliste (Legambiente/Italia Nostra/WWF);
- Comitati locali;
- Associazioni di categoria.

In aggiunta alle riunioni di copianificazione, in questo caso è stata avviata una fase di consultazione e si sono tenuti in fase preparatoria della proposta tecnica, alcuni incontri con i soggetti istituzionali al fine di dare concreta attuazione al principio della copianificazione nonché degli specifici momenti di partecipazione con i cittadini. L'adesione al progetto LIFE SAM4CP ha inoltre previsto la realizzazione di un social network con l'apertura della pagina Facebook denominata "None LIFE SAM4CP" (<https://www.facebook.com/None-LIFE-sam4cp-1732966383641124/>).

Nel dettaglio l'iter seguito è stato il seguente:

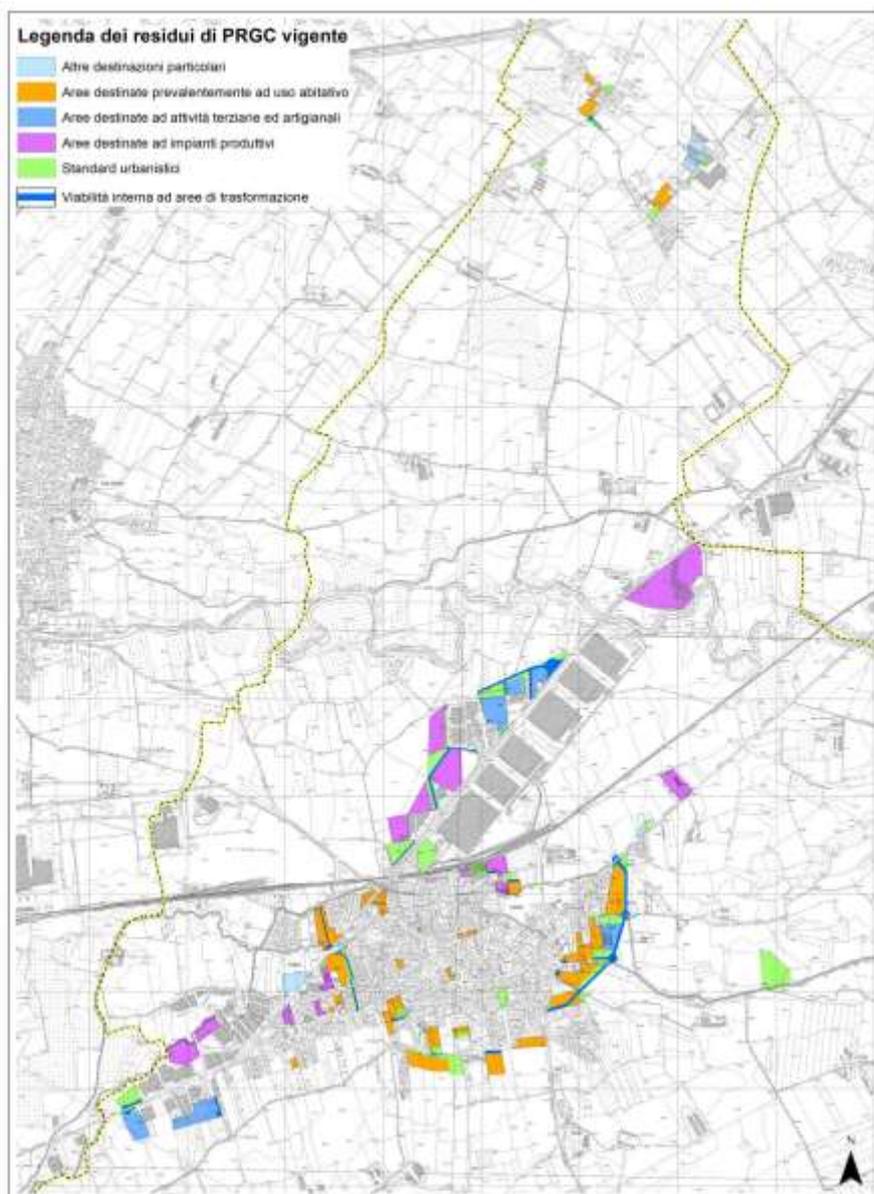
- La decisione di intraprendere la Variante strutturale n. 4 al vigente PRGC, è stata sancita con Deliberazione della Giunta Comunale N. 118 del 26.10.2015;
- Nel mese di marzo 2016 è stato pubblicato un avviso con il quale sono state raccolte le manifestazioni di interesse da parte dei privati interessati a retrocedere i propri terreni edificabili ad agricoli;
- 11 maggio 2016 incontro di presentazione dei temi della variante e del progetto LIFE SAM4CP alla presenza dei funzionari della Regione Piemonte e della Provincia di Torino;
- 14 luglio 2016 assemblea pubblica tenutasi presso la Sala Consigliare del Comune di None ai cittadini. Sono stati consegnati dei questionari e si è quindi sviluppato un dibattito originato dalle domande pervenute dal pubblico (una trentina di persone circa) che si è concentrato in prevalenza sulle modalità di analisi e valutazione biofisica ed economica dei servizi ecosistemici resi dal suolo e sui contenuti urbanistici della futura Variante strutturale al Prg vigente; All'assemblea pubblica sono stati espressamente invitate le associazioni ambientaliste ed i comitati cittadini, nonché le associazioni di categoria agricole e produttive, poi inviate anche alla riunione di pianificazione.
- 14 luglio 2016 incontro con la Commissione Urbanistica, anch'essa aperta al pubblico nel corso della quale sono stati presentati il progetto LIFE SAM4CP ed i temi della Variante; Dell'assemblea è stato redatto un verbale che è stato pubblicato sul sito istituzionale del Comune di None fino a dicembre 2016;
- 01 dicembre 2016 incontro di presentazione dei temi della Variante e del progetto LIFE SAM4CP alla presenza dei funzionari della Regione Piemonte e della Provincia di Torino;
- 31 gennaio 2017 si è svolta una Commissione Urbanistica, aperta al pubblico, nel corso della quale sono stati presentati i contenuti urbanistici della Variante;
- 20 luglio 2017 si è svolta una Commissione Urbanistica, aperta al pubblico, nel corso della quale sono stati presentati i contenuti urbanistici definitivi della Proposta Tecnica del Progetto Preliminare della Variante.

L'attività di Consensus building del progetto lifeSAM4CP oltre a tali incontri ha predisposto anche gli incontri presso le scuole, le passeggiate informative e il materiale informativo relativo.

### Elementi principali della variante

Gli interventi del vigente PRG sono essenzialmente di allargamento dell'urbanizzato residenziale nell'immediato intorno della città consolidata e l'allargamento dell'area produttiva e terziaria soprattutto nel quadrante nord est, come illustrato nella cartografia dei residui di piano. L'analisi dei residui di piano, condotta rispetto al regime pianificatorio vigente frutto di una Variante al PRGC approvata recentemente (Luglio 2016) e quindi largamente inattuata, ha evidenziato che le previsioni non ancora attuate del vigente PRG riguardano suolo potenzialmente urbanizzabile per circa il 13% aggiuntivo rispetto a quello esistente (pari a 48,8 ha). Significativo il fatto che l'aumento dell'urbanizzato sia previsto sostanzialmente tutto su suoli agricoli che infatti diminuirebbero in valore assoluto di 46 ha.

Figura 49 Residui di piano a None Fonte. Relazione di assoggettabilità



Il settore residenziale è il solo per il quale sussiste una seppur limitata richiesta di nuove costruzioni. Diversamente per le aree a destinazione produttiva, terziario e commerciale. Una interessante indagine riportata dalla Relazione illustrativa, condotta da IRES Piemonte sull'area di None, ha evidenziato che la presenza di stabilimenti già operanti e attualmente vuoti, è così stimabile (al 2015) :

- Superfici dismesse: 84.000 mq. coperti (il dato deve essere aggiornato in circa 52.000 mq in quanto è stato collocato successivamente uno degli stabilimenti ex Indesit/Merloni ad una ditta di logistica);
- Superfici disponibili già costruite: 18.000 mq. coperti
- Superfici disponibili industriali /da costruire: 39.000 mq. copribili
- Superfici disponibili artigianale terziario/ da costruire: 38.000 mq. copribili

Vi sono dunque circa 7 ha di superfici dismesse o disponibili, e 7,7 ha di ulteriori superfici urbanizzabili secondo il PRG vigente, disponibili per impianto di tipo industriale o terziario.

Tenuto conto anche delle richieste di retrocessione, proprio relative ad alcune aree di allargamento industriale e terziario, seppur piccole, si deve concludere che nel comune di None, la (eventuale) domanda di nuova edificazione potrebbe essere coperta con riutilizzo o rigenerazione, che tuttavia non è stata presa in considerazione nella variante, quantomeno non quantitativamente.

Seppure nella relazione illustrativa si indichi chiaramente che vi è un sostanziale esubero delle previsioni relative al comparto terziario (zone IC) mentre il comparto produttivo e commerciale tende soprattutto a riutilizzare l'esistente e si candiderebbe ad essere protagonista di azioni di rigenerazione, si afferma che la Variante, non avendo natura generale non ha come obiettivo la revisione complessiva dell'impianto urbanistico del Piano Regolatore vigente. Non vengono quindi messe in discussione le scelte di fondo della pianificazione previgente.

Nel documento di assoggettabilità sono riportati gli obiettivi della variante e le azioni previste per il loro perseguimento. Di seguito vengono riportate le azioni, evidenziando in grassetto quelle che hanno una maggiore relazione con il consumo di suolo comunque consentito dalla variante. Essi sono in particolare:

1. Preservare il territorio agricolo attraverso la riduzione del consumo di suolo mediante:
  - Soppressione o ridimensionamento di aree di nuovo impianto non strategiche rispetto al disegno complessivo di Piano (Zone IN1, IN2pu, IN4 pu, IC6 pu, IC7 pu, IC10 pu, IR5);
  - Modica normativa introducendo la disciplina delle zone a Verde Privato di valenza Ecologica (VPE), **la cui attuazione consente alle attività già insediate di ampliarsi in sito in deroga al Rapporto di Copertura, evitando il sorgere di nuove richieste di consumo di suolo.**
2. Migliorare la qualità urbana complessiva attraverso:
  - Incremento delle aree a verde privato (VP) interne all'abitato (Aree IN5, I19b, S84, S85);
  - Modiche alla normativa della zona IE11 per favorire la realizzazione di aree verdi ecologicamente attrezzate lungo il percorso fruitivo di Corona Verde;
  - Modica normativa introducendo la disciplina delle zone a Verde Privato di valenza Ecologica (VPE), la cui attuazione consente di migliorare la qualità dei servizi eco sistemici;
  - Modifica normativa zone agricole vincolate (EV) al fine di migliorarne la qualità ecosistemica, evitando ogni forma di impermeabilizzazione
3. Favorire il riutilizzo del patrimonio edilizio esistente attraverso:

- **Creazione nuove aree produttive di riordino, IR14 e IR15, per favorire il mantenimento e l'ampliamento delle attività già insediate;**
  - Modiche normativa zona IE11 per consentire ampliamenti in deroga al rapporto di copertura, per favorire il mantenimento e l'ampliamento delle attività già insediate;
  - Modiche normative (vari articoli) volte a favorire gli interventi di sostituzione del patrimonio edilizio privo di qualità
4. Migliorare l'efficienza energetica degli edifici esistenti attraverso:
- Modiche normative (vari articoli) volte a favorire gli interventi di sostituzione del patrimonio edilizio privo di efficienza energetica
  - Recepimento delle disposizioni incentivanti contenute nell'allegato energetico al RE
5. Favorire l'attuazione delle previsioni esistenti attraverso:
- Modica normativa (art.62) volta a favorire gli **interventi di nuova costruzione in presenza di edifici già esistenti sui confini del lotto oggetto di intervento**

Aree Normative	Sup. territoriale da PRGC vigente (mq.)	Sup. territoriale in variante (mq.)	Differenza sup. vigente/variante (mq.)
Zone I – residenziale nuovo impianto	346.614	346.610	- 3.000
Zone IC – commerciale terziario	243.265	196319	- 46.946
Zone IN – produttivo nuovo impianto	98.854	38.239	- 60.615
Zone IE – produttivo esistente	975.910	950.128	- 25.781
Zone IR – produttivo di riordino	373.936	407.111	+ 33.175
Zone AP – attrezzature di interesse pubblico	88.835	78.042	- 10.793
Zone S – Servizi Pubblici (art. 21 Lr 56/77)	259.043*	252.512*	- 6.531
<b>Totale sup.</b>	<b>2.386.458</b>	<b>2.265.962</b>	<b>- 120.496</b>

Figura 50 Tabella dei residui - superfici

denominazione		quantificazione	
categoria	carta UDS comunale	mq	
ANTROPIZZATO	URBANIZZATO classi 1.1, 1.2, 1.3	aree prevalentemente residenziali, a servizi, per attività, cave, discariche, cantieri, aree degradate e reti infrastrutturali	4.115.745,95
	AREE LIBERE URBANE classi 1.4	parchi giardini, cimiteri ed aree ricreative e sportive	361.600,17
		aree verdi incolte	1.798,49
AGRICOLO classe 2		seminativi, colture e prati	19.349.098,87
NATURALE E SEMINATURALE classe 3		aree boscate e altro	509.165,96
ZONE UMIDE classe 4		vegetazioni delle aree umide	74.613,40
CORPI IDRICI classe 5		sistema delle acque	232.130,94
TOTALE		totale delle coperture di uso del suolo (= sup.comunale)	24.644.135,24

Figura 51 Tabella dell'uso del suolo a None

La variante, in attuazione del suo principale obiettivo, ovvero la riduzione del consumo di suolo, prevede la **retrocessione ad utilizzo agricolo di 120.496 mq (12 ha) di superficie territoriale**. Di questa superficie, 35.737 mq. sono oggetto di richiesta di retrocessione da parte di privati. Si tratta in alcuni di casi di retrocessioni complete, mentre in altri casi si tratta di riduzione parziale della quota edificabile, assegnando la parte sottratta a verde privato.

L'analisi delle 18 istanze pervenute, di cui 15 sono state accolte, la maggior parte riguardano richieste di destinazione agricola in aree contigue ai tessuti urbanizzati (ed in soli 2 casi in aree non contigue ai tessuti urbanizzati) per una superficie pari a 55.393 mq catastali di cui 37.690 mq ricadenti in aree normative del Prg vigente quali aree destinate ad attività produttive di nuovo impianto (in un caso di riordino e completamento) e ad attività terziarie ed artigianali compatibili con la residenza. **Rispetto ai suoli retrocessi, i 37.690 i mq, la Variante indica come destinazione le aree private vincolate a verde (VPE) e di aree agricole vincolate di valenza ecologica (EV).**

Confrontando i valori di copertura dei diversi usi del suolo variati, calcolati rispetto ai due scenari T0 stato di fatto e T2 della variante emerge il seguente bilancio:

Tabella 43 differenze di uso del suolo tra t0 e t2

Categoria di uso del suolo	T2	T0	Differenza (mq)	Differenza (ha)
urbanizzato	4.115.746	3.745.716	370.030	+37
aree urbane libere	361.600	328.071	33.529	+3.3
aree verdi incolte	1.798	10.364	-8.566	-0.8
agricolo	19.349.098	19.743.326	-394.228	-39.4
naturale e seminaturale	509.165	509.884	-719	-0.07

Di fatto si ha principalmente un consumo di suolo agricolo urbanizzato ed un marginale aumento (3.3 ha su 37) delle aree urbane libere, peraltro indifferenziate tra non consumate (parchi, giardini) e consumate (cimiteri, zone sportive).

Nella Relazione di verifica (cfr. pag. 57) sono riportate le ipotesi di variazione del Consumo di Suolo Urbanizzato (C.S.U.) e da Infrastrutture (CSI) rispetto allo stato attuale, congruenti con quanto evidenziato sopra. Confrontando i dati presentati nelle tabelle richiamate nella tabella che segue, risulta che la Variante strutturale, rispetto allo stato attuale/stato di fatto, opera un'ulteriore compromissione della risorsa suolo, i **39,5 ha**, seppur riducendola di circa 7 ettari rispetto al P.R.G.C. vigente (C.S.C. P.R.G.C. vigente pari 334,14 ettari rispetto alla CSU).

**Tabella 44 consumo di suolo a None confronto tra scenari**

Comune di None - variazioni stimate del consumo di suolo prodotto dalla variante T0 rispetto allo stato attuale 2016 e % rispetto alla superficie comunale - elaborazioni progetto LIFESAM4CP									
Sup.(ha)		CSU (classi LULC 111, 112,121,132,133)		CSI (classe LULC 122)		CSR (classe LULC 140-142)		CSC (somma)	
(ha)		(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
2.464	T0	297	12,05	77,57	3,15	32,25	1,31	406,82	16,51
2.464	T2	326,93	13,27	84,65	3,44	34,74	1,41	446,32	18,11
2.464	differenza	<b>29,93</b>	1,21	<b>7,08</b>	0,29	<b>2,49</b>	0,10	<b>39,5</b>	1,60

Sulla base di quanto indicato nella documentazione rispetto alle previsioni di consumo di suolo derivante dalla variante, si può dedurre che rispetto agli interventi che riguardano 59 ha di territorio, il suolo potenzialmente consumato ai sensi della variante corrisponde a **39,5 ha** di cui **solo 3,4 ha sono classificati come consumo reversibile**.

Gli interventi di variante complessivamente portano ad un incremento del consumo di suolo come sotto descritto rispetto alle categorie del monitoraggio regionale, con una quota di consumo complessivo di **39,5 ha**, che corrisponde al **1,60 % del territorio comunale**.

Con riferimento ai limiti quantitativi posti dalla regione Piemonte, si osserva che tale consumo di suolo rappresenta rispettivamente il **9.7 % rispetto al consumato attuale (406,82 ha)** e una quota dell'8.68 % rispetto al consumo complessivo in attuazione della variante e del residuo di piano non variato (su 446,32 ha). Le affermazioni secondo le quali il consumo di suolo non aumenta in conseguenza della applicazione del nuovo piano variato, discendono dalla considerazione che le quote di consumo in via di realizzazione erano comunque già comprese nel precedente piano approvato e di conseguenza non ci sarebbe incremento rispetto a quest'ultimo, anzi si determinerebbe una riduzione di circa 7 ha.

**Tabella 45 consumo di suolo a None confronto tra scenari -2**

Comune di None - variazioni stimate del consumo di suolo prodotto dalla variante T0 rispetto allo stato attuale 2016 - elaborazioni progetto LIFESAM4CP									
		CSU		CSI		CSR		CSC	
(ha)		(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
2.464	T0	297	12,05	77,57	3,15	32,25	1,31	406,82	16,51
2.464	T2	326,93	13,27	84,65	3,44	34,74	1,41	446,32	18,11
2.464	differenza	29,93	1,21	7,08	0,29	2,49	0,10	<b>39,5</b>	<b>1,60</b>
2.464	T1	334,14		89,23		29,71		453,08	

## La valutazione dei SE

Per il comune di None, la relazione di assoggettabilità ha, diversamente dal comune di Chieri, tenuto ampiamente conto della analisi dei SE ed è stata oggetto di ripetute integrazioni fino alla versione definitiva del febbraio 2017, con le integrazioni a seguito della 1° seduta della 1° Conferenza di copianificazione del 21/12/2017 e del Tavolo tecnico del 29/01/2018.

E' dichiarata l'intenzione di utilizzare la metodologia VALSE di supporto alla Variante strutturale nell'ambito dei seguenti obiettivi:

- ridurre le previsioni insediative sulla base di un fattore di criticità espresso dalla qualità multisistemica del suolo;
- definire un sistema di contabilità ambientale per il dimensionamento ecosistemico a supporto dei processi valutativi riferiti alle trasformazioni urbane;
- creare un livello di priorità nell'operatività delle trasformazioni urbanistiche;
- definire il valore economico derivato dalla perdita delle funzionalità ecosistemiche associate ai processi di urbanizzazione quale base per un sistema di fiscalità dissuasivo;

Anche per il comune di None è stata effettuata la mappatura degli "hotspots" che rappresentano aree con maggiore presenza di valori alti in diversi servizi ecosistemici o al contrario concentrazione di valori bassi. Come evidenzia la mappa, le aree in cui sono localizzati i residui di piano sono anche quelle con valore elevato di diversi servizi (aree verdi) o comunque non basso (aree gialle).

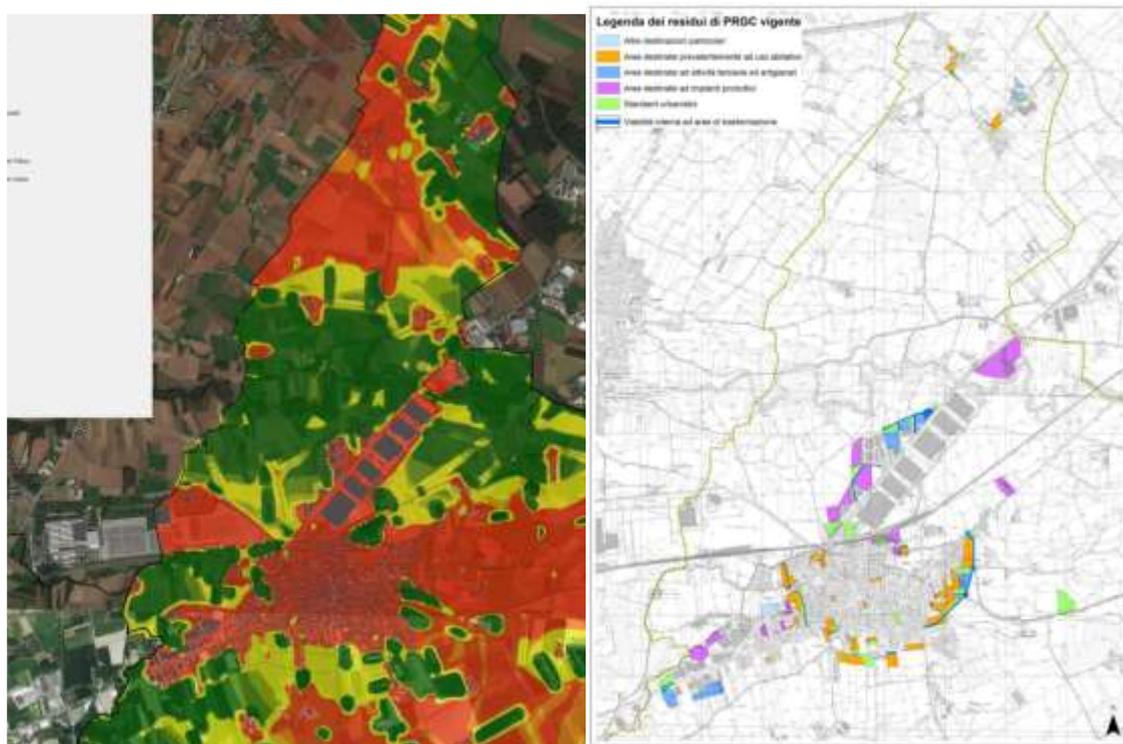


Figura 52 composizione delle mappe degli Hotspots dei SE e dei residui di piano estratte dalla relazione di assoggettabilità

La presentazione dei dati relativi ai SE, fatta eccezione per le mappe che come già osservato in precedenza hanno funzione comunicativa ma non consentono una verifica della valutazione effettuata.

Secondo quanto riportato nella relazione di assoggettabilità, la conclusione dell'analisi dei SE nelle aree attuative del piano vigente (T1) indicano che, nonostante presenti potenziali ulteriori processi di antropizzazione e conseguente degrado dei SE considerati, sono pochi i casi in cui il valore Valtot è superiore a 0.6 ed è preferibile intervenire mediante una limitazione delle potenziali pressioni, mentre per i restanti casi è sufficiente procedere all'attuazione di misure mitigative e compensative.

La cartografia fornita sui SE, pure utile come aspetto di informazione generale, non consente la lettura precisa della trasformazione della variante rispetto allo stato attuale. Sembrerebbero anche evidenti alcune anomalie nelle mappature, ad es. nel valore del servizio di Pollination che nello scenario al T2 varia in modo consistente nella mappa.

I dati tabellari sono invece presentati nell'ultima versione della relazione tecnica di Verifica della assoggettabilità (febbraio 2017). Come evidenzia la tabella che segue, risulterebbe una diminuzione di HQ e un aumento (quasi irrilevante) di CP ed una diminuzione anche per CPR, CS e WY che rappresentano la perdita connessa alla diminuzione di aree agricole sulle aree di variante, mentre le diminuzioni di NR e SR rappresentano dei miglioramenti ambientali conseguenti alla stessa cessazione delle pratiche agricole. Si tratta in ogni caso di piccole variazioni, per la maggior parte dei SE di segno negativo.

**Tabella 46 Valori biofisici dei SE a None**

	stato di fatto (t0)	stato di diritto (t1)	variante (t2)	T0-T2 %
Habitat Quality	0,36	0,35	0,36	-1,55
Carbon Sequestration	135.529,40	133.818,04	134.486,51	-0,77
Water Yield	248.533.832,06	245.954.082,15	246.734.666,81	-0,72
Nutrient Retention	3.602,69	3.529,18	3.540,74	-1,72
Sediment Retention	23.152,13	23.100,89	23.120,30	-0,14
Crop Pollination	0,29	0,29	0,29	+0,27
Crop Production	5.703.069,11	5.584.028,25	5.604.536,40	-1,73

Tabella - Valori biofisici assoluti sull'intero territorio comunale

Confrontando la situazione al t0 e al t2, attraverso il relativo valore economico, risulta che per quasi tutti i SE si determina **un decremento**. Si segnala che i valori non sono congruenti poiché risulta un aumento dell'HQ a fronte di una diminuzione del valore biofisico ed una diminuzione del CPO a fronte di un aumento del valore biofisico. L'aumento per il Sediment retention e Nutrient retention (che vanno letti al contrario) rappresenta un miglioramento delle condizioni di protezione dall'erosione e del carico di nutrienti, congruenti con la trasformazione da agricolo a verde e con l'impermeabilizzazione, che genera un effetto di riduzione dell'erosione e di riduzione dell'apporto di nutrienti.

**Tabella 47 Valori economici dei SE a None**

SE	Val economico		
	t 0	t 2	Variazione (€)
Habitat quality	9.548.975,42	9.665.870,81	116.895,39
Carbon sequestration	13.552.890,88	13.448.601,95	-104.288,93
Water yield	3.131.526,28	3.108.856,80	-22.669,48
Nutrient retention	230.572,31	226.607,20	-3.965,11
<u>Sediment retention</u>	527.868,63	527.142,84	-725,79

Crop pollination	10.816,76	10.810,25	-6,51
Crop production	5.703.069,11	5.604.536,40	-98.532,71

Si evidenzia una **perdita di 103.911 euro connessa alla realizzazione della variante, che non è stata evidenziata poiché le valutazioni economiche dello scenario t2 sono state presentate solo a confronto con lo scenario t1 rispetto al quale sono migliorative.**

Oltre alla valutazione complessiva sull'intero territorio comunale, nel caso di None è stata anche presentata una valutazione dei SE per ciascun singolo intervento di piano. Per le singole aree oggetto di Variante il parametro del Valore ecosistemico totale dello Stato di fatto (T0), è stato paragonato alla forbice dei valori complessivi su tutta l'area di variante ( $0,272 \leq \text{Valtot aree di Variante} \leq 0,573$ ).

A titolo di esempio si riporta quanto descritto per l'area I5, oggetto di retrocessione di una porzione non realizzata portando da 1429 a 1199 mq l'area edificabile, con 230 mq di superficie che passa da I5 a VP.

Dall'analisi dei SE risulterebbero condizioni migliorative rispetto allo Stato di fatto, rispetto ad alcuni servizi valutati. Non sono valutati in questo caso CPR, CP e NR, servizi connessi alle funzioni agricole.



Figura 53 Planimetria intervento I5

Tabella 48 valori dei SE nell'area di intervento

I5	T0	T2	%
CSsum	7,29	7,99	+9,60
HQmean	0,07	0,08	+14,29
SDRsum	2,38	2,39	+0,42
WYsum	11.905,32	12.654,42	+6,29

Si deve notare che ci sono evidenti incongruenze tra le tabelle complessive (pag 71) da cui sono tratti i valori sopra riportati e la scheda del singolo intervento, pertanto non è possibile definire quale sia il dato corretto.

Nella relazione di assoggettabilità, a seguito delle osservazioni discusse nell'ambito del tavolo tecnico sono state specificate le Prescrizioni finalizzate alla mitigazione degli impatti prodotti dalla variante in particolare si tratta di tipologie mitigative poi associate ai diversi interventi della variante. In grassetto sono evidenziate le prescrizioni che hanno un effetto anche sui servizi ecosistemici.

P1\_ L'applicazione delle specifiche prescrizioni della Relazione geologica allegata alla presente Variante strutturale n. 4.  
P2\_ Di integrare il Regolamento edilizio comunale con i disposti di cui all'Allegato alla DCR n. 98-1247 dell'11 gennaio 2007 aggiornato con la DGR 4 agosto 2009, n. 46-11968 "Aggiornamento del Piano regionale per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria, stralcio di piano per il riscaldamento ambientale e il condizionamento e disposizioni attuative in materia di rendimento energetico nell'edilizia".

P3\_ La rigorosa applicazione dei disposti di cui agli studi inerenti la *Verifica di compatibilità acustica tra il Piano di classificazione acustica e la Variante strutturale*, da riesaminare in sede di SUE.

P4\_ Nella aree di Variante in cui sono previste nuove edificazioni, in sede di progettazione dei SUE, la realizzazione di appositi studi inerenti la progettazione del verde e l'inserimento paesaggistico degli interventi.

P5\_ Nella aree di Variante in cui sono previste nuove edificazioni, in sede di progettazione dei SUE, la realizzazione di quinte verdi antirumore e fonoassorbenti di fronte ai nuovi edifici residenziali a protezione dell'inquinamento acustico ed atmosferico generato dalla viabilità, impiegando vegetazione autoctona di provenienza locale.

**P6\_ Il divieto di introduzione di specie estranee, vegetali e animali, che possano alterare gli esistenti equilibri naturali.**

P7\_ Nella aree di Variante in cui sono previste nuove edificazioni, nella progettazione e realizzazione degli interventi edilizi e delle opere di urbanizzazione devono essere previsti gli spazi necessari a mettere in atto un sistema di raccolta differenziata dei rifiuti, secondo le indicazioni del Gestore del Servizio, estendendolo, oltre che agli spazi comuni privati anche alle aree destinate agli spazi di uso pubblico ed in particolare alla sosta veicolare ed alle aree ricreative (per la differenziazione di carta, vetro, lattine, generico).

P8\_ Nella aree di Variante in cui sono previste nuove edificazioni, il mascheramento delle zone per la raccolta dei rifiuti con cortine verdi e altre soluzioni progettuali idonee.

P9\_ Nel caso di realizzazione di nuovi tratti di fognatura e o acquedotto all'interno dei SUE, obbligo di acquisire preventivamente il parere tecnico e di compatibilità con il Piano d'Ambito reso da parte del Gestore con stipula, nella Convenzione di SUE, dell'obbligo di dismissione al soggetto gestore del servizio medesimo, al quale le opere, una volta realizzate, sono affidate in concessione.

P10\_ Per quanto riguarda possibili opere di demolizione, la redazione, fin dalla fase di progettazione preliminare dell'intervento, di un piano di demolizione che fornisca, anche a livello sommario, indicazioni quali-quantitative delle opere da demolire e delle relative modalità di smaltimento

**P11\_ Nella realizzazione di aree per la sosta, mantenere il più possibile la permeabilità dei suoli con sistemi massimamente drenanti e soluzioni ad elevato grado di inerbimento parziale (marmette autobloccanti forate, sterrati inerbiti, parcheggi su prato armato, ecc.)**

**P12\_ Nella aree di Variante in cui sono previste nuove edificazioni, la messa a dimora, su spazi pubblici e privati, di almeno 50 alberi/ha di Superficie territoriale e 100 arbusti/ha di Superficie territoriale, realizzando una opportuna schermatura arborea verso le confinanti zone agricole.**

**P13\_ Nella nuove zone VPE la messa a dimora di almeno 50 alberi/ha di Superficie territoriale e 100 arbusti/ha di Superficie territoriale, realizzando una opportuna schermatura arborea verso le confinanti zone agricole. In tali aree dovrà altresì essere garantita la manutenzione per almeno due anni.**

P14\_ La collocazione degli elementi ed impianti tecnologici suscettibili di creare rumore sul fronte che reca minor disturbo rispetto agli insediamenti contermini ed alle condizioni ambientali di contesto.

P15\_ Nella progettazione dei SUE, di porre particolare attenzione all'orientamento degli edifici e alla reciproca collocazione sui lotti al fine di minimizzare il fabbisogno di energia necessaria al riscaldamento e al raffrescamento dei locali oltre a massimizzare il rendimento del solare termico e fotovoltaico.

P16\_ In sede di progettazione delle aree residenziali di nuovo impianto, di porre particolare attenzione alle forme compositive, al posizionamento sul lotto ed alla coerenza con i materiali e gli edifici più rappresentativi della tradizione e del contesto locale.

P17\_ L'utilizzo di tecnologie di ottimizzazione energetica, facendo riferimento a quanto contenuto nell'Allegato energetico comunale

## Le osservazioni

Secondo la documentazione integrativa (gennaio 2018) sono state introdotte alcune prescrizioni a fronte del consumo di suolo. Premesso che per la maggior parte degli interventi, laddove siano in riduzione del consumo rispetto al piano vigente non vengono ritenute necessarie compensazioni, negli altri casi queste sembrano limitate ad interventi di realizzazione di pavimentazioni parzialmente permeabili ed inerbite nelle aree di sosta (marmette autobloccanti forate, sterrati inerbiti, parcheggi su prato armato, ecc.), oppure alla messa a dimora, su spazi pubblici e privati, di alberature per schermatura verso le confinanti zone agricole (almeno 50 alberi/ha di Superficie territoriale e 100 arbusti/ha di Superficie territoriale). Si tratta quindi al più di mitigazioni, non di compensazioni. Nell'ultima versione della relazione di assoggettabilità, viene indicato anche che "la compensazione deve prevedere l'utilizzo coordinato dei criteri esposti dall'Allegato 3 del PTC2, ovvero si determina che il tipo di compensazione avvenga sulla base di un criterio ecosistemico (VALTOT + Mi) e prevede di base una superficie di intervento compensativa pari alla ST interferita

dai processi di antropizzazione (criterio 1:1). A tale intervento è inoltre segnalato un corrispettivo economico derivato dal valore ecosistemico da ripristinare”.

Il parere della Regione per gli aspetti ambientali rimanda al contributo dell’Organo Tecnico Regionale (OTR) inerente la Procedura di Valutazione Ambientale Strategica del 22/02/2018 che precisa i perfezionamenti tecnici da apportare che riguardano, in particolare, il monitoraggio, l’approfondimento delle compensazioni e mitigazioni e le integrazioni normative. Tale parere, come già visto negli altri casi di sperimentazione, sottolinea in modo piuttosto netto le note difficoltà metodologiche rispetto alla VALSE, la mancata evidenza degli impatti rispetto allo stato di fatto, e il consumo di suolo che comunque viene mantenuto nelle previsioni, nonostante la riduzione apportata rispetto al piano vigente. Inoltre, evidenzia che la maggior parte degli interventi ricade su suoli di seconda classe di capacità d’uso (quella per la quale il PTCP2 prevede il vincolo alla conservazione dell’uso agricolo).

Vengono richieste alcune specifiche previsioni rispetto agli interventi, tra cui il potenziamento delle aree della Gora con funzione di corridoio ecologico di livello locale e la coerenza degli interventi con quelli del programma provinciale Corona Verde, e la adeguata compensazione per il consumo di suolo prodotto dall’incremento di superficie fondiaria (13.400 m<sup>2</sup> Area IE21), specificando che tutte le misure proposte nelle Schede di Sintesi come compensazioni si configurano, in realtà, come interventi mitigativi e/o azioni specifiche già previste, peraltro, dalla normativa di settore (Crf. P1 e P9) e che al fine di poter valutare correttamente l’efficacia delle misure di mitigazione e compensazione, è necessario che le destinazioni d’uso - e nella fattispecie quelle a servizi - siano definite più nello specifico indicando se si tratti di area permeabile, semipermeabile o impermeabilizzata. Vengono inoltre fornite indicazioni rispetto al monitoraggio del piano, che, rispetto alla particolarità della Variante, che ha tra i suoi obiettivi primari la creazione di una base per la rete ecologica locale, suggerire l’inserimento di alcuni indicatori che consentano di valutare:

- la consistenza delle formazioni lineari di campo (siepi e filari) e della componente vegetazionale di eventuali zone boscate residue che costituiscono un elemento imprescindibile per la realizzazione di una rete ecologica locale;
- il livello di frammentazione ambientale del territorio comunale;
- il consumo di suolo, anche reversibile;
- l’efficacia delle misure di mitigazione proposte.

Il parere della Città metropolitana di Torino è relativo a entrambe le funzioni di soggetto partecipante alla conferenza di copianificazione e soggetto con competenze ambientali. Contrariamente a quanto espresso dal parere regionale, la Provincia non evidenzia incongruenze rispetto al PTCP2 anzi raccomanda l’applicazione della metodologia di valutazione dei SE, seppure con valori biofisici più raffinati, anche per la delimitazione delle aree dense e di transizione. Rispetto alla perimetrazione delle aree dense e di transizione, oltre a richiamare gli obblighi già previsti, la provincia/città metropolitana indica di stralciare le aree di transizione poste in contesti prevalentemente agricoli e di ridimensionare l’area densa che dovrebbe essere costituita da porzioni del territorio aventi un impianto urbanistico significativo, associato ad aree con una edificazione particolarmente compatta.

Infine, le osservazioni presentate dall’ARPA sono più specifiche rispetto agli aspetti relativi alla risorsa suolo e riguardano in particolare i seguenti aspetti:

- Consumo di suolo- Nei documenti esaminati, le modifiche apportate dalla Variante Strutturale n. 4 al P.R.G.C. vigente di None riguardano 18 aree. In alcuni casi effettivamente viene evitata la compromissione della risorsa suolo eliminando le previsioni, ma in altre aree viene solamente ridotta, comportando quindi, rispetto alla situazione attuale, un consumo di risorsa. Sono sempre necessarie misure di compensazione, in relazione al consumo della risorsa suolo, in quanto gli impatti su tale componente non possono essere ritenuti trascurabili: tale risorsa è da considerarsi non rinnovabile e qualora essa venga compromessa non sono sufficienti solo azioni mitigative
- Confronto t2 con t0 - Non è corretto definire gli impatti della variante e le misure di compensazione e mitigazione necessarie rispetto al P.R.G.C. vigente, il confronto va fatto con lo stato di fatto;
- Valore assegnato in termini di SE alle aree a verde privato VPE – dovrebbe dipendere dalla localizzazione di tali aree (se intercluse tra l’edificato, se l’edificato è rado o denso, se prossime ad aree libere o a corpi idrici) e dalla loro ampiezza, in quanto risentono del disturbo dell’edificazione oltre che dalla consistenza e al valore ecologico delle specie vegetali utilizzate, pertanto non è la semplice individuazione/realizzazione di un’area verde che comporti un sensibile miglioramento delle condizioni ambientali o che implementi la Rete Ecologica a livello locale, si può semplicemente trattare di un miglioramento della qualità dell’urbanizzato che può essere conseguente alla semplice previsione di aree a verde. Le aree VPE previste a None sono previste nelle aree descritte nelle schede 8 (area IE11), 14 (area IR 5), 15 (area IC 6-pu), 16 (area IC 7-pu), sono localizzate essenzialmente ai margini delle aree industriali e costituiranno sicuramente una fascia filtro tra urbanizzato ed aree agricole, mentre potranno costituire elementi della Rete Ecologica Locale solo se implementate e connesse ecologicamente con gli elementi della rete esistente.
- La valenza ecologica, ed il relativo valore assegnato in termini di SE alle aree agricole vincolate EV- , vanno bene come aree a filtro e di possibile espansione della rete ecologica a livello locale, ma il valore dovrebbe dipendere da interventi di miglioramento/rinaturazione e non dal solo mantenimento delle caratteristiche ambientali di tali aree.
- Il “bilanciare” la perdita di suolo, riservando una parte dell’area, sulla quale era stato previsto un intervento di edificazione, ad area a Verde, può essere ritenuta una misura mitigativa,, in tal modo si riducono infatti le pressioni, ma non può ritenersi una misura compensativa perchè si migliorano o si mantengono le condizioni ambientali in parte di tale area, mentre la rimanente parte, attualmente non compromessa, verrà “artificializzata” con perdita di risorsa e quindi di Servizi Ecosistemici che andranno “bilanciati”.
- Il metodo utilizzato nel progetto Life non tiene conto di tutti i Servizi Ecosistemici che potenzialmente potrebbero essere svolti da un suolo non consumato. Il suolo nelle condizioni attuali può essere “degradato” perché non è presente vegetazione di valore o non è utilizzato per la produzione primaria, ma potrebbe essere migliorato e fornire maggiori SE, in quanto non ancora artificializzati (impermeabilizzato/eroso/compattato): nel caso venga consumato la perdita dei SE che potrebbe fornire è irreversibile. Inoltre i singoli Servizi Ecosistemici non sono indipendenti l’un dall’altro e vi sono interrelazioni tra

di loro non lineari, pertanto occorre definire le interdipendenze e le interrelazioni prima di poter effettuare una sommatoria

- A rigore sono da ritenersi interventi compensativi solo quelli di miglioramento delle condizioni di degrado del suolo, che aumenti/rispristini la permeabilità dei suoli e crei aree verdi, utili anche per il potenziamento della rete ecologica a livello locale in modo che via sia un bilanciamento tra aree impattate e aree recuperate. Gli interventi di realizzazione di aree verdi in aree che attualmente non sono compromesse non costituisce una rigenerazione della risorsa.

A queste osservazioni puntuali si aggiunge una discussione relativa alla metodologia proposta nella parte in cui utilizza indici e soglie ai valori calcolati con la VALSE condotta, come argomentazione del miglioramento ambientale prodotto dalle scelte, da cui discendono le conclusioni relative alla non necessità di compensazioni. Poiché l'aspetto è di particolare rilevanza si richiama di seguito uno stralcio della relazione che chiarisce le obiezioni poste. "I documenti presentati per la fase di verifica indicano che non sono necessarie misure di compensazione. Per quanto anticipato, l'Agenzia scrivente non condivide tali assunzioni e le modalità che hanno portato ad affermare che la Variante non necessita di misure compensative in relazione al consumo della risorsa suolo. Sono stati infatti introdotti nella sperimentazione Life, come criteri valutativi per definire la necessità o meno di compensazioni e per la loro quantificazione, un *Mitigation Index*, un *Compensation index* ed una soglia per l'introduzione delle misure compensative, fissata per il territorio di None pari a 0,38. L'introduzione di un livello di criticità, assegnato alle trasformazioni urbanistiche, può essere utile per individuare quali siano i suoli di minor valore ma non può essere utilizzato per dimostrare che il consumo del suolo di tali aree non comporterebbe impatti su tale componente, proprio in relazione al fatto che tale risorsa non è rinnovabile. Il cosiddetto *Mitigation Index*, introdotto nelle sperimentazioni Life, secondo l'Agenzia scrivente, deve essere utilizzato, in analogia ad altri indici di qualità urbana (cfr. per esempio Itaca Urbe), per valutare la qualità delle trasformazioni e/o per definire nelle Norme di Attuazione i valori minimi di qualità ambientale che devono raggiungere le trasformazioni urbanistiche: tale indice deve servire quindi per verificare che la trasformazione abbia minimizzato gli impatti, non può essere utilizzato per dimostrare che non devono essere previste compensazioni in quanto la trasformazione raggiunge un certo valore "soglia". Si ribadisce che, nel caso della compromissione del suolo, sono sempre necessarie compensazioni: non vi è compromissione qualora la trasformazione interessi suoli già degradati, quali i suoli precedentemente interessati da edificazioni o compromessi, come per esempio i cosiddetti *brownfield*. Si osserva inoltre che, qualora una trasformazione rispetti ed introduca tutti i fattori mitigativi previsti nel *Mitigation Index* si possono abbattere al massimo il 70% delle pressioni ambientali<sup>6</sup>. Non si condivide, non solo l'introduzione di una soglia per la definizione della necessità o meno di misure compensative, il *Mitigation index*, e l'introduzione di un *Compensation index*. Il *Compensation index*, si legge nella relazione di verifica, utilizza *...il valore iniziale di pressione VALTOT abbattuto percentualmente dai valori indicati dal Mitigation index* e consentirebbe, qualora non siano stati sufficientemente mitigati gli impatti della trasformazione, di definire l'entità delle compensazioni. In relazione all'espressione della qualità dei suoli, valutata attraverso la sommatoria dei singoli Servizi Ecosistemici (Valtot), che ha sicuramente il vantaggio di sintetizzare in un valore unico i singoli servizi, si informa che l'Agenzia non la ritiene condivisibile: i singoli Servizi Ecosistemici non sono infatti indipendenti l'un dall'altro e vi sono interrelazioni tra di loro non lineari, pertanto occorre definire le interdipendenze e le interrelazioni prima di poter effettuare una sommatoria."

## Scheda di analisi

Caratterizzazione territoriale	dimensione territoriale, n. abitanti, periodo di riferimento, dati sul consumo di suolo (stato e trend).	Comune di dimensioni medie, con alto consumo di suolo negli ultimi anni.
Caratterizzazione metodologica della VALSE  Serve per rispondere alla domanda:	Analisi del livello e dei criteri di valutazione dei SE adottata e delle fasi in cui è stata adottata  Analisi per la VAS utilizza i SE? Le analisi specifiche sono entrante nella conferenza di co pianificazione?	Val se con metodologia adattata alla dimensione locale e su dati territoriali con sufficiente dettaglio; Analisi svolta con riferimento allo scenario di variante e di piena applicazione del piano, anche con dettaglio sui singoli interventi. Non sono previsti confronti con scenari alternativi;  Analisi eseguita in parte prima della presa di decisione in parte durante la copianificazione (valutazione dei singoli interventi). I risultati, sono stati utilizzati direttamente nella formazione della proposta, e per valutare e giustificare la stessa.  Le analisi specifiche sono state utilizzate nella VAS e ne costituiscono parte integrante
Caratterizzazione ambientale  Serve per rispondere alla domanda: i risultati ambientali del piano sono congruenti con gli obiettivi strategici posti? la VAL SE è stata efficace per la limitazione del consumo di suolo?	Il CS netto è aumentato? In che % rispetto all'attuale?	La variante produce nuovo consumo si stima di 39,5 ha; 9,7% rispetto all'urbanizzato esistente, 8,8% del piano variato.
	I SE sono aumentati o diminuiti?	I SE rispetto allo stato attuale sono diminuiti a livello complessivo. Aumentati in qualche singolo intervento.
	Quali SE sono diminuiti?	Tutti tranne CPO, NR e SR  Valori anomali non congruenti con i dati economici
	Quali interventi di mitigazione o compensazione previsti su questi SE?	Nessuno, perché le mitigazioni non riguardano la produzione agricola
	Ci sono state richieste di modifica, integrazione o compensazione nell'ambito della procedura?	si

<p>Caratterizzazione procedurale</p> <p>Serve per rispondere alla domanda: è stato modificato il contesto decisionale?</p>	<p>Il contesto decisionale (tipo di procedura) e le fasi in cui il processo è divisibile</p>	<p>Co-pianificazione secondo la LR Piemonte; assoggettabilità a VAS; aggiunta di una preliminare fase di consultazione aperta al pubblico</p>
	<p>Definizione delle condizioni di partenza e degli obiettivi del promotore: Livello di CS; stato dei SE; Obiettivi della trasformazione indicati nella variante.</p>	<p>non si tratta di una variante generale ma di stralci di alcuni singoli interventi. Il livello del CS è alto, lo stato dei SE complessivamente buono per le aree agricole, gli obiettivi posti che sono la qualificazione ambientale del territorio, la riduzione del consumo di suolo e la tutela degli ampi spazi agricoli, appaiono congruenti con questa condizione di base ma non realmente perseguiti dagli interventi che essenzialmente sono di allargamento dell'urbanizzato residenziale nell'immediato intorno della città consolidata e l'allargamento dell'area produttiva e terziaria soprattutto nel quadrante nord est</p>
	<p>Contenuto della decisione e gli oggetti della VALSE (intero piano o stralcio di porzione di territorio comunale principali aspetti o temi introdotti)</p>	<p>Revisione delle principali previsioni di piano, con supporto ambientale dato dalla VALSE. Oggetto: modifiche puntuali ad alcuni interventi</p>
	<p>Identificazione degli ostacoli principali</p>	<p>Difficoltà analitiche; frammentazione dei dati; scarsa efficacia della partecipazione; esclusione di alcune parti dalla valutazione; rigidità della valutazione ambientale in base a norme regionali</p>
	<p>Cronologia del processo</p>	<p>v. testo</p>
	<p>Gli attori del processo (anche in confronto rispetto alle precedenti varianti) in termini di tipologia di attori, risorse mobilitate, ruolo nell'interazione;</p>	<p>attori istituzionali previsti per la VAS</p> <p>Enti di Ricerca POLITO</p> <p>Gli stakeholders pure coinvolti nella fase di consultazione hanno chiesto maggiore coerenza con gli obiettivi dichiarati dal proponente; i partecipanti nel Consensus building in particolare scuole non sembrano aver espresso pareri</p>

## 5.3 Altre esperienze di valutazione a scala locale

### 5.3.1 Il progetto SOS4LIFE

Il progetto Sos4Life (Life15 ENV/IT/000225) è un progetto europeo per favorire a scala comunale azioni in materia di contenimento del consumo di suolo e di rigenerazione urbana, con riferimento alle linee guida sulle migliori pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione dei suoli (CE, 2012). Il progetto, avviato nel 2016, si concluderà nel 2019 e vede il coinvolgimento dei Comuni di Forlì (capofila), Carpi e San Lazzaro di Savena, della Regione Emilia-Romagna, del Cnr- Ibimet, di Ance ER, Legambiente ER e Forlì Mobilità Integrata.

I principali obiettivi di questo progetto Sos4Life sono la quantificazione della perdita di servizi ecosistemici conseguente al consumo di suolo, la definizione di strumenti e norme urbanistiche per favorire la rigenerazione urbana e contrastare il consumo e l'impermeabilizzazione dei suoli, la messa a punto di un sistema di compensazione per raggiungere il saldo zero di consumo di suolo e lo sviluppo di un sistema di monitoraggio.

Gli obiettivi specifici del progetto sono:

- valutare i Servizi Ecosistemici forniti dai suoli urbani e quantificare i costi e gli impatti causati dal consumo e dall'impermeabilizzazione del suolo, sia nel contesto urbano che rurale;
- definire un quadro di norme urbanistiche e strumenti operativi per applicare, a livello comunale, l'obiettivo del consumo netto di suolo zero e promuovere la rigenerazione urbana;
- promuovere e mettere in pratica interventi dimostrativi di de-sealing come metodo per compensare l'urbanizzazione di nuove aree e migliorare la resilienza urbana al cambiamento;
- sviluppare un Sistema Informativo di supporto decisionale a scala comunale, replicabile a livello italiano ed europeo, per monitorare in continuo i cambi d'uso del suolo e i processi di rigenerazione urbana attraverso l'integrazione di dati cartografici e di pratiche urbanistiche ed edilizie;
- trasferire strumenti, apparati normativi, linee guida e metodi ad altre Municipalità e autorità locali in Italia ed Europa;
- promuovere, attraverso un approccio bottom-up, l'adozione a livello regionale di leggi e regolamenti volti a far rispettare il consumo netto di suolo zero e ad aumentare il riciclo delle aree urbane e i processi di rigenerazione;
- aumentare la consapevolezza di decisori, tecnici e cittadini, in merito alla necessità di tutelare il suolo e le sue funzioni ecosistemiche.

In modo analogo a quanto realizzato nel progetto LIFE SAM4CP, anche in questo caso le tre municipalità coinvolte hanno proceduto alla ricostruzione della evoluzione del consumo di suolo a livello locale e la quantificazione delle previsioni edificatorie non attuate contenute nel vigente strumento urbanistico. In questo caso, si è aggiunta una ulteriore importante valutazione, attraverso la mappatura delle aree dismesse o da riqualificare che possono essere destinate a interventi di rigenerazione urbana, così come anche le aree impermeabilizzate che possono essere oggetto di interventi di de-sealing con ripristino a verde.

COMUNE	Urban area ha	Land Uptake per person m <sup>2</sup>	Urban area %	Edge density m/ha	Patch density n/100 ha	Greatest patch area ha	Largest Class Patch Index %	Residual Mean Patch Size ha
Carpi	1909	273	14.5%	1130	194	1094	57.27	4.6
Ab. 70031								
Sup. 13147								
Forli	3162	268	14%	1360	216	1786	56.50	4.8
Ab. 118110								
Sup. 22836								
San Lazzaro	418	129	9.3%	2500	402	10	25.01	2.3
Ab. 32406								
Sup. 4471								

Figura 54 Estratto da documentazione di progetto SOS4LIFE (presentazione di Ungaro), 2017

La metodologia proposta (Calzolari et al., 2016) prevede la realizzazione di una mappa della qualità dei suoli realizzata, per ciascun comune, in funzione del numero e del livello dei servizi ecosistemici che tali suoli forniscono. Questo consente di stabilire la priorità di trasformazione dei suoli (inversamente proporzionale alla loro qualità) e il livello di compensazione richiesto di tipo quantitativo e qualitativo.

In questo progetto dunque la caratterizzazione dei suoli è funzionale alla identificazione delle opzioni di miglioramento di quei suoli, in particolare alla identificazione delle aree dove realizzare le compensazioni ambientali. È previsto infatti che le compensazioni siano localizzate prioritariamente nelle aree precedentemente mappate e destinate a de-sealing, al fine di restituire alla funzione agricola o a verdi aree oggi costruite o impermeabilizzate. In ambito urbano questi interventi compensativi sono invece orientati alla realizzazione e miglioramento della infrastruttura verde e della rete ecologica.

Il progetto prevede anche tre interventi dimostrativi di de-sealing con ripristino a verde: uno per ciascuno dei Comuni partner, che riguardano il recupero di suolo degradato, in cui si prevede una parziale rinaturalizzazione mediante la demolizione e rimozione di pavimentazioni e strutture esistenti fino allo strato permeabile sottostante, cui seguirà il ripristino a verde mediante il riporto di terreno e topsoil e una parziale ricostruzione dell'edificio.

Gli interventi di Forli e Carpi riguardano superfici per la quasi totalità oggi impermeabilizzate e utilizzate come parcheggio in centro storico. Per San Lazzaro di Savena si tratta invece di un'area ex artigianale collocata all'interno del parco fluviale.

Nelle aree dove è sperimentato il de sealing ciascuno degli interventi è, inoltre, accompagnato da un'attività di monitoraggio bioclimatico e pedologico, finalizzata a valutare gli effetti ex ante ed ex post del ripristino a verde, su campioni di tecnosuolo prelevato al di sotto delle superfici impermeabilizzate da rimuovere e di topsoil (da utilizzare per il ripristino a verde) proveniente da un'area da urbanizzare o trasformare. Il monitoraggio riguarda i parametri di umidità e temperatura del suolo, fertilità e la biodiversità del suolo, oltre alla crescita delle piante nonché variabili meteorologiche (temperatura e umidità dell'area, piovosità, velocità e direzione del vento).

Un aspetto interessante e che segna una delle principali differenze con il SAM4CP è l'assenza di una assegnazione esplicita del valore economico ai suoli. Gli autori inquadrano le difficoltà e

parzialità della valutazione economica, non solo quella basata sul prezzo dei suoli a destinazione urbanistica - servizio fornito dai diversi suoli come supporto alle infrastrutture - che è di regola molto elevato, ma anche quello dei costi indiretti, dovuti sia alla perdita degli altri servizi ecosistemici, sia a costi ambientali sostenuti anche e soprattutto al di fuori delle aree edificabili (emissioni in termini di CO<sub>2</sub> per la produzione e il trasporto di materiali edili; costi per evitare o abbattere inquinamenti dovuti alla produzione; aumento del traffico da e per le zone edificate, eccetera) e valori spesso “intangibili” come la salute dei cittadini, i valori spirituali, la funzione didattica ambientale, l'identità storico-paesaggistica. Insomma, il suolo non è riducibile a merce e il valore dei servizi forniti non è solo quello commerciale. Un caso esemplare è la pratica di “compensare” le funzioni dell’ecosistema che saranno perse qualora si decida di “impermeabilizzare” (urbanizzare, cementificare) un suolo; la compensazione dovrebbe consistere nel “de-impermeabilizzare” altrove o bonificare un altro suolo, in modo che questo possa assolvere le molteplici funzioni che saranno degradate in quello impermeabilizzato.

Naturalmente è necessario tenere in considerazione che le aree adatte alle misure di compensazione sono scarse e vi è tutta una serie di limitazioni, dato che le funzioni del terreno dipendono dal suolo e dal sito” (Documento di lavoro dei servizi della Commissione Europea. Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. SWD(2012) 101 final/2. In [http://ec.europa.eu/environment/soil/sealing\\_guidelines.htm](http://ec.europa.eu/environment/soil/sealing_guidelines.htm)).

A questo si deve aggiungere la necessità di approfondire la comparazione degli interessi contrapposti, che da una parte vedono l'interesse effettivo della collettività alla realizzazione di alloggi/servizi (calcolo del fabbisogno effettivo) e dall'altro il sacrificio di suoli di tale valore agricolo ed ecosistemico.

Avendo come base questa premessa, il progetto si dedica alla ricerca del valore biofisico da utilizzare per una “compensazione ecologica”, intesa come rigenerazione del valore ecologico perso per causa di una trasformazione, da associare al suolo, che viene identificato come il valore (perso) dei servizi ecosistemici, attraverso un sistema che associa alla qualità dei suoli la priorità di trasformazione dei suoli (inversamente proporzionale alla loro qualità) e il livello di compensazione richiesto in caso di impermeabilizzazione, di tipo quantitativo e qualitativo, ma non economico.

Come anticipato un'altra differenza importante riguarda la mappatura delle aree da destinare a rigenerazione urbana o ad interventi di de-sealing compensativi che viene predisposta a prescindere dall'analisi dei SE, sulla base della mappatura delle previsioni edificatorie e di trasformazione urbanistica identificando in primo luogo le aree già pianificate dal vigente strumento urbanistico per interventi di rigenerazione urbana in diversi comparti (aree produttive dismesse, isolati urbani da recuperare nel Centro storico o nell'ambito del tessuto urbano consolidato). A queste aree già pianificate sono state aggiunte ulteriori aree che, avendo caratteristiche analoghe (aree dismesse o in fase di dismissione) pur non essendo classificate dal vigente strumento urbanistico fra quelle destinate ad interventi di rigenerazione urbana, potranno essere inserite in questa tipologia.

La valutazione di quali tra queste aree è candidabile al desealing e da recuperare a verde o a superficie agricola nell'ambito di interventi compensativi richiede una analisi di dettaglio delle singole aree. In prima battuta sono stati quindi identificati complessi dismessi in ambito rurale o

periurbano (o anche in ambito urbano) che potranno essere destinati a interventi di desealing, mentre ulteriori interventi di parziale desealing e di riduzione delle superfici impermeabilizzate potranno essere associati alle aree di rigenerazione urbana.

### Metodologia di valutazione dei SE del progetto SOS4life

La valutazione dei SE in questo caso riguarda otto servizi ecosistemici forniti dal suolo: biodiversità degli organismi del suolo (BIO); capacità depurativa (BUF); effetto sul microclima (CLI); stock di carbonio potenziale (CSP e; stock di carbonio attuale (CST); produttività agricola (PRO); supporto infrastrutture (SUP); riserva di acqua (WAS); infiltrazione profonda di acqua (WAR). Ogni servizio del suolo è stato descritto tramite indicatori basati sulle proprietà del suolo misurate o stimate quantitativamente (Calzolari et al, 2016).

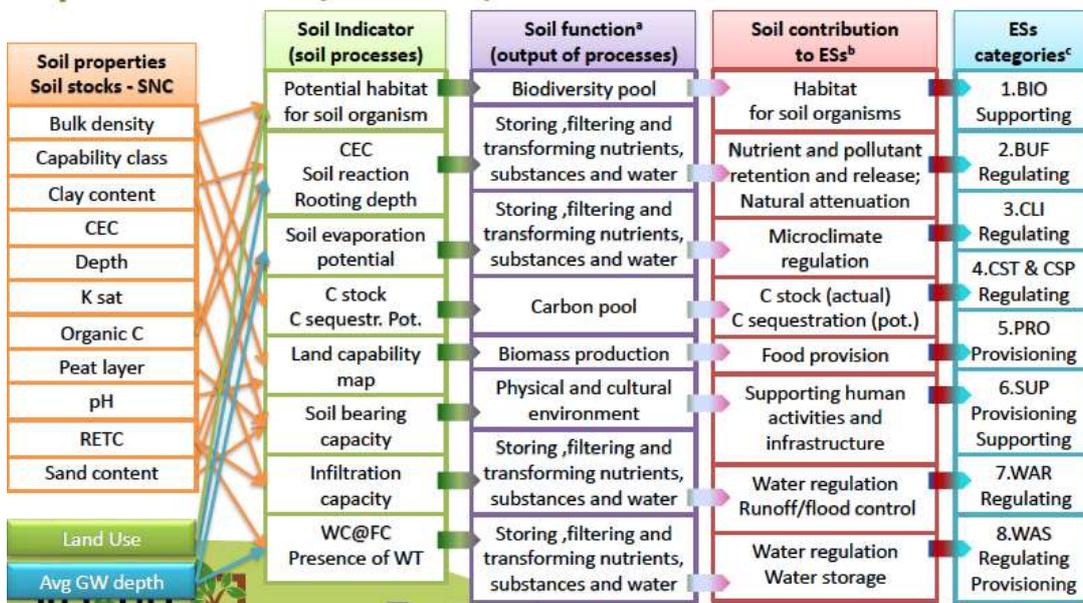


Figura 55 Estratto da documentazione di progetto SOS4LIFE

Ecosystem services (ESs), underpinning soil functions and indicators.

ESs categories <sup>a</sup>	Soil contribution to ESs <sup>b</sup>	Soil function <sup>c</sup>	Indicator	Input data	Code
Supporting	Habitat for soil organisms	Biodiversity pool	Potential habitat for soil organisms	Land use Bulk density Organic C	BIO
Regulation	Nutrient and pollutants retention and release; Natural attenuation (potential)	Storing filtering and transforming nutrient, substances and water	Cation exchange capacity Soil reaction Rooting depth	Organic C Clay content pH (0-30) Average shallow groundwater depth	BUF
Regulation	Microclimate regulation (potential)	Storing filtering and transforming nutrient, substances and water	Soil evaporation potential	Available water capacity Average shallow groundwater depth	CLI
Regulation	Carbon sequestration (potential)	Carbon pool	Carbon sequestration potential	Organic C and bulk density (0-30 cm)	CSP
Provisioning	Food provision (potential)	Biomass production	Land capability (LC) map	LC classes and intergrades	PRO
Provisioning (supporting)	Supporting human activities and infrastructures (potential)	Physical and cultural environment	Soil bearing capacity	Sand content Clay content Hydraulic saturated conductivity Peat presence	SUP
Regulation	Water regulation/runoff-flood control (potential)	Storing filtering and transforming nutrient, substances and water	Infiltration capacity	Hydraulic saturated conductivity Air entry point	WAR
Regulation (provisioning)	Water regulation-Water storage (potential)	Storing filtering and transforming nutrient, substances and water	Water content at field capacity Presence of water table	Field Capacity (-33 kPa) Average shallow groundwater depth	WAS

<sup>a</sup> MAE, 2005.

<sup>b</sup> Dominati et al., 2010.

<sup>c</sup> CEC, 2006.

Figura 56 Tabella dei SE nel progetto SOS4life (Calzolari et al 2016)

In particolare

- la capacità depurativa (BUF) è valutata in termini di capacità dei suoli di naturale attenuazione; attraverso parametri pedo-chimici (capacità di scambio cationico e pH, profondità del terreno radicante e di tessitura all'interno dei primi 100 cm),
- la riserva di acqua (WAS) in termini di contenuto d'acqua nel suolo in termini volumetrici in capacità di campo, è valutata attraverso parametri quali tessitura, contenuto di carbonio organico e densità apparente per una profondità di 100 cm.
- infiltrazione profonda di acqua (WAR) è valutata attraverso i principali parametri: conducibilità idraulica in condizioni sature, porosità efficace, e condizioni di saturazione del terreno.
- biodiversità degli organismi del suolo (BIO) è valutata attraverso un indicatore composito che utilizza l'indice QBS "Qualità Biologica del Suolo" (Parisi, 2001; Parisi et al., 2005) come proxy del potenziale dei suoli di ospitare habitat, raggruppato in tre classi quantitative, integrato con dati relativi a densità e contenuto di carbonio organico nel suolo.
- effetto sul microclima (CLI) è valutato in termini di potenziale di evapotraspirazione sulla base dei valori di contenuto d'acqua disponibile (AWC)
- stock di carbonio potenziale (CSP) nei primi 30 cm di suolo valutato in funzione dei valori di carbonio contenuto nel suolo SOC a sua volta valutato in funzione del suolo, tipo di uso e tipo di gestione. Il risultato è un valore CSP30 in Mc C ha<sup>-1</sup> poi trasformato in indice adimensionale 0-1.
- produttività agricola (PRO) è valutata in funzione delle Classi di capacità del suolo, disponibili per l'Emilia Romagna per le aree di pianura, associando un valore di Potenziale di produzione agricola tra 0 e 1.
- supporto infrastrutture (SUP) è valutato in termini di capacità di ospitare le fondazioni di edifici, strade e altre infrastrutture, attraverso parametri di tessitura, permeabilità, densità, presenza di torba nei primi 100 cm, come classificati dalle norme tecniche per le infrastrutture stradali (CNR UNI, 10006, 2002).

Nella metodologia proposta i valori dei servizi ecosistemici vengono normalizzati e successivamente utilizzati per costruire un Indice di Qualità del suolo basato sul livello dei servizi ottenuto sommando i valori dei singoli indicatori normalizzati, e riscaldando la somma sul valore 1-0 e definendo 5 classi in base a intervalli regolari con step 0.2. La funzione di normalizzazione utilizzata è  $X_i' = (X_i - X_{min}) / (X_{max} - X_{min})$  dove  $X_i'$  è il valore standardizzato [0-1],  $X_i$  è il valore osservato,  $X_{min}$  e  $X_{max}$  sono rispettivamente il valore minimo e massimo osservati nel data set per ciascuna variabile. Il calcolo dà priorità (cioè valori prossimi a 1) ai valori più alti ottenuti per ciascun indicatore; il valore più basso, 0, non indica che una data funzione è assente, ma che è al minimo per una data area di studio.

Per visualizzare in modo immediato i molteplici servizi forniti dai suoli dell'area di studio, i diversi servizi sono stati "indicizzati" in base alle proprietà dei suoli misurate (o stimate quantitativamente). Si è poi attribuito a ciascun servizio un numero compreso tra 0 e 1, attribuendo 1 al più alto valore riscontrato nei suoli della pianura Emiliano-Romagnola e 0 al più basso valore della stessa area. In questo modo è possibile visualizzare "il valore" dei servizi ecosistemici dei suoli (biodiversità, capacità depurativa, microclima, stock di carbonio, produttività, supporto alle infrastrutture, riserva di acqua, infiltrazione profonda di acqua) in un grafico a "radar" o a "ragnatela". Anche in questo caso, come già descritto sopra per le

applicazioni del Life SAM4CP, l'indice di qualità è "sito specifico" in quanto il coefficiente di normalizzazione dipende dai valori dell'area in esame.

Da quanto disponibile allo stato attuale (marzo 2018) dal sito del progetto e da quanto pubblicato dagli autori, le analisi a scala comunale su Carpi, Forlì e San Lazzaro per la parte relativa ai SE sono in corso, così come gli interventi di de sealing progettati. Sono disponibili invece le analisi relative allo stato di attuazione della pianificazione e la identificazione delle aree destinabili a rigenerazione urbana ed un primo risultato sul comune di Forlì.

Altri dettagli della metodologia oltre a quelli relativi alla quantificazione biofisica pubblicati (Calzolari et al 2016) sono ricavati da un recente risultato parziale di progetto pubblicato (maggio 2018) in cui sono presentate le prime mappe dei SE relative al comune di Forlì, con particolare riferimento al carbon stock dei suoli urbani. Nella figura che segue **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** è riportato l'esempio relativo ai suoli del comune di Forlì. Le colorazioni rosse indicano suoli con valori più alti del relativo SE. E' importante osservare che suoli diversi forniscono servizi diversi a diverso grado di qualità. Le colorazioni grigie si riferiscono alle aree urbanizzate (dati 2016, Az. B1.1).

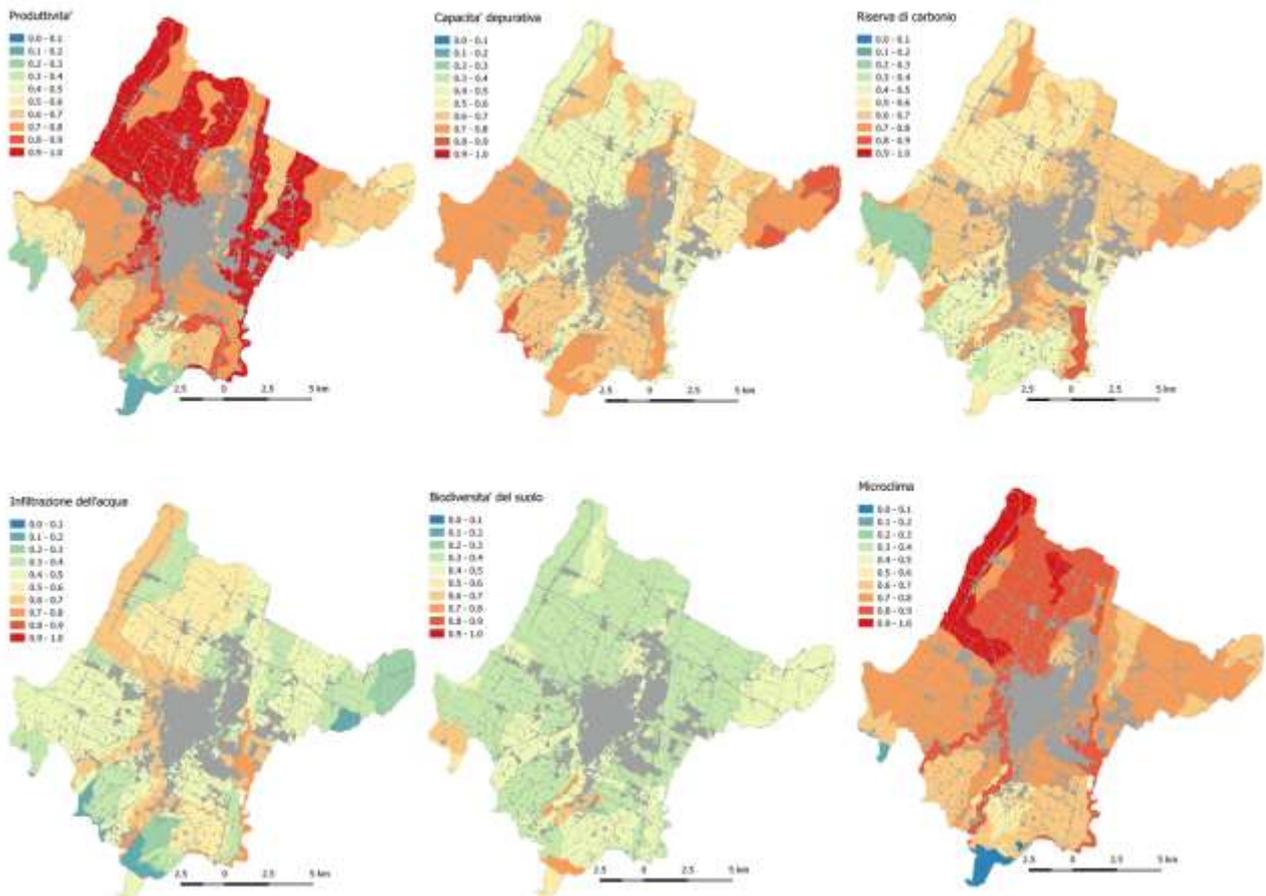


Figura 57 Mappe dei SE per il Comune di Forlì

Aiuta a comprendere al metodologia anche una precedente applicazione svolta dal CNR Ibimet a scala più ampia, che ha riguardato la provincia di Reggio Emilia e una unione di comuni, di cui si riporta di seguito una tabella sintetica con i valori di perdita di SE stimata in base al consumo di suolo dal 1976 al 2008.

Servizio	Suolo "non urbanizzato"	1976	2008	Perdita
Biodiversità	0.716	n.d.	0.633	-11.6%
Capacità depurativa	0.469	0.441	0.387	-17.5%
Infiltrazione di acqua	0.460	0.426	0.367	-20.3%
Microclima	0.432	0.407	0.357	-17.3%
Produttività	0.772	0.718	0.620	-19.6%
Riserva di acqua	0.658	0.616	0.537	-18.4%
Stock di C attuale	0.482	0.453	0.395	-18.2%
Stock di C potenziale	0.888	0.747	0.650	-26.8%
Supporto infrastrutture	0.455	0.422	0.363	-20.2%

*Tab 3. Pianura reggiana: valori medi degli indicatori di servizi ecosistemici del suolo nel 1976 e nel 2008 e loro perdita % al 2008 (con riferimento al suolo "non urbanizzato").*

**Figura 58** tabella di confronto dei SE evoluzione 1976-2008

Come esempio di valutazione dei SE con la metodologia proposta è invece già disponibile un risultato parziale relativo al comune di San Lazzaro, la lottizzazione di Idice, che consente di avere una idea del percorso di valutazione.

### 5.3.1.1 San Lazzaro di Savena - Il caso della previsione di espansione urbanistica di Idice

Il caso di San Lazzaro è particolarmente significativo, poiché è stato oggetto di un intenso consumo di suolo. L'analisi effettuata del consumo di suolo (su dati regionali) ha mostrato che dal 1976 al 2008 il comune ha artificializzato il suolo con una crescita del 110%, perdendo il 7% di produzione di biomassa e il 6% della capacità di infiltrazione.

L'area destinata alla lottizzazione "Idice" ha una superficie di circa 30 ha. L'uso del suolo è in prevalenza a seminativo semplice, vigneto e frutteto. Non sono presenti particolari opere di regimazione idraulica, né si effettuano particolari lavorazioni atte a favorire il deflusso delle acque (baulature, drenaggi subsuperficiali temporanei). Sono suoli privi di rilevanti limitazioni per l'agricoltura e per la crescita delle principali specie forestali utilizzabili nella pianura emiliano-romagnola. Quest'area ricade in un'unità di paesaggio pedologico della pianura pedemontana in cui, secondo la carta dei suoli 1:50,000 della Regione Emilia Romagna<sup>47</sup>, predominano i suoli di tipo TEGAGNA, franco limosi. In **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** è riportato il "rendering" dell'area in seguito alla lottizzazione.

<sup>47</sup> [http://ambiente.regione.emiliaromagna.it/geologia/archivio\\_link\\_esterni/siti-sgss/cartografia-deisuoli](http://ambiente.regione.emiliaromagna.it/geologia/archivio_link_esterni/siti-sgss/cartografia-deisuoli)). Per la descrizione dei suoli, considerazioni sulla gestione (agronomica, sistemazione, lavorazione, fertilizzazione, irrigazione), sulla scelta delle colture agricole e forestali, vedi ([http://geo.regione.emiliaromagna.it/cartpedo/scheda\\_suolo.jsp?id=TEG1](http://geo.regione.emiliaromagna.it/cartpedo/scheda_suolo.jsp?id=TEG1)).



Figura 59 Rendering della lottizzazione - fonte Legambiente

Allo stato attuale, i suoli interessati dalla previsione di espansione sono ancora ad uso agricolo, e contribuiscono a fornire molteplici servizi eco-sistemici, le cui principali caratteristiche sono descritte nella Figura 60 che segue.

Tabella 49 I servizi ecosistemici nell'area di Idice

Approvvigionamento di cibo
Nell'area interessata dalla lottizzazione i suoli hanno una elevata capacità produttiva (classe I/II di capacità d'uso) e non presentano limitazioni di rilievo per colture agricole. Ad esempio le rese unitarie di frumento sono di circa 8 t/ha (annata 2014). Secondo uno studio recente (Malucelli et al, 2014), considerando un fabbisogno giornaliero medio pro capite di 2.400 Kcal, e considerando il potere calorico del frumento pari a 3.170 Kcal per Kg, i circa 25 ha di SAU dell'area di Idice possono fornire ogni anno una quantità di calorie potenzialmente sufficienti a coprire il fabbisogno calorico di circa 720 persone.
Serbatoio di carbonio
I suoli dell'area interessata dalla lottizzazione di Idice contengono mediamente circa 140 tonnellate per ettaro di carbonio, senza considerare il carbonio contenuto nella vegetazione. La quantità di carbonio immagazzinata nei suoli dell'area è quindi di circa 4200 tonnellate. Ogni tonnellata di carbonio corrisponde a 3.67 t di CO2 sottratte all'atmosfera. Inoltre, con opportune pratiche agronomiche, i suoli dell'area sono mediamente in grado di stoccare ulteriori 500 tonnellate circa di carbonio per i 30 ettari (pari a 1800 tonnellate di CO2).
Regolazione del microclima
Gli ecosistemi, in quanto sia sorgente che fonte di gas a effetto serra e regolando l'evapotraspirazione, hanno un effetto di regolazione del clima, sia a livello globale che locale. Localmente la vegetazione influenza il microclima, in particolare in ambiente urbano, con l'ombreggiamento da parte delle chiome e regolando temperatura e umidità. Oltre a essere parte del ciclo dell'acqua, l'evapotraspirazione è legata al "calore latente": più alta è l'evapotraspirazione maggiore è l'energia usata per convertire l'acqua dalla fase liquida alla fase gassosa, e, di conseguenza, minore è l'energia disponibile in forma di "calore sensibile" che gioca un ruolo primario nel condizionare la temperatura dell'aria. I suoli dell'area interessata dal piano di lottizzazione di Idice hanno mediamente un contenuto in acqua disponibile per l'evapotraspirazione di circa 230 mm, pari a circa 2300 m <sup>3</sup> a ettaro di acqua. Per fare evaporare questa acqua è necessaria una quantità di energia pari a circa 5500 GJ, o circa 1500000 di kWh, energia che viene sottratta al "calore sensibile". Il contributo dei suoli all'effetto "rinfrescante" dell'area coperta da vegetazione (circa 25 ettari) è quindi di circa 38 milioni di kWh. Considerando un costo medio di 0.25 € a kWh, si ottengono circa 9.5 milioni di € all'anno, o circa 90.000 condizionatori da 1kW, che funzionino per 4 ore al giorno e per due mesi ogni anno.
Regolazione del deflusso superficiale e dell'infiltrazione dell'acqua, ricarica delle falde e capacità depurativa
Il suolo condiziona il ciclo dell'acqua, ed in particolare la quantità di acqua che filtra in profondità e quanta invece va ad alimentare il deflusso superficiale dei corsi di acqua (naturali o artificiali).

<p>Quanta parte delle precipitazioni si infila nel suolo dipende dalla sua capacità di infiltrazione, caratteristica che varia nel tempo e nello spazio, in base alle caratteristiche degli eventi piovosi (quantità, intensità e durata), alle caratteristiche del suolo e alle condizioni di umidità di questo.</p> <p>Ponendo una piovosità media annua di 1000 mm, con un'intensità media giornaliera da circa 0.5 mm/h a 4 mm/h, nei suoli dell'area di Idice si infiltrano circa 900 mm, mentre circa 100 mm scorrono in superficie. In termini di m3, nell'area (considerando una superficie di 25 ha) ogni anno vengono incamerati dal suolo e in parte trasferiti alle falde circa 225000 m3 di acqua, e circa 25000 m3 vengono dirottati verso la rete di canali.</p> <p>L'acqua che si infila nel suolo subisce un processo di "purificazione" attraverso processi bio-chimici svolti dalla parte minerale del suolo, e ancor più dalla sua componenti biologica (vedi sotto). Questa funzione è difficilmente quantificabile, essendo legata non solo alle proprietà del suolo, al clima e alle pratiche di gestione, ma anche agli input in termini di sostanze potenzialmente inquinanti. La capacità di scambio cationica del suolo (cioè la sua "attività" fisico-chimica), il suo contenuto in sostanza organica, la reazione (pH) dell'orizzonte di superficie e la sua profondità sono comunque indicatori affidabili della sua capacità depurativa.</p> <p>I suoli della previsione di espansione urbanistica dell'area di Idice sono interamente ricompresi nell'ambito di tutela di ricarica della falda acquifera sotterranea individuato dal PTCP</p>
<p>Supporto alle piante, agli animali e alle attività umane</p>
<p>Il suolo è sede di biodiversità, non solo per gli organismi (vegetali o animali) che ospita sulla sua superficie, ma anche per tutti gli organismi, dai microrganismi unicellulari ai piccoli mammiferi che scavano nel terreno, che vivono al suo interno. Oltre un quarto di tutte le specie viventi sul pianeta vive nel suolo, e queste sono in larga parte non conosciute. Questi organismi svolgono funzioni essenziali, decomponendo la sostanza organica e immagazzinando o rilasciando carbonio; depurando l'acqua che si infila nel suolo; controllando i parassiti, eccetera. Tali importantissime funzioni sono tuttavia difficili da quantificare, ma indipendentemente dal loro valore materiale, sono funzioni insostituibili.</p> <p>I suoli dell'area di Idice sono ricchi di biodiversità. Sono terreni agricoli sottoposti a lavorazioni, concimazioni e trattamenti chimici, e una loro conduzione mirata, ad esempio riconvertendo ad agricoltura biologica, consentirebbe un ulteriore arricchimento in tal senso.</p> <p>Il suolo ospita anche attività umane, tra le quali gli insediamenti residenziali, produttivi e infrastrutturali.</p>
<p>Valori culturali</p>
<p>Il suolo è un archivio del patrimonio culturale, storico e archeologico. Al suolo è legata la identità storica tipicamente rurale dell'area, l'identità paesaggistica e i valori spirituali della popolazione. Al suolo è legata la salute dei cittadini. La fruibilità dei suoli consente un'economia dell'itineranza (economie di ricettività e turismo) e assolve a funzioni didattico-ambientali.</p> <p>I suoli dell'area di Idice sono a diretto contatto con il perimetro del Parco Regionale dei Gessi e dei Calanchi dell'Abbadessa ed il relativo SIC (Sito di Interesse Comunitario).</p> <p>Inoltre la Soprintendenza per i Beni Archeologici dell'Emilia Romagna segnala la presenza di almeno due siti archeologici di età romana.</p>

**Figura 60** Descrizione dei servizi ecosistemici dell'area Idice

E' possibile visualizzare "il valore" dei servizi ecosistemici dei suoli (biodiversità, capacità depurativa, microclima, stock di carbonio, produttività, supporto alle infrastrutture, riserva di acqua, infiltrazione profonda di acqua) in termini relativi rispetto al massimo valore riscontrabile nell'area di indagine in un grafico a "radar" o a "ragnatela". Usando indici numerici, è anche possibile valutare in termini relativi l'impatto della lottizzazione prevista sui diversi servizi ecosistemici forniti dal suolo.

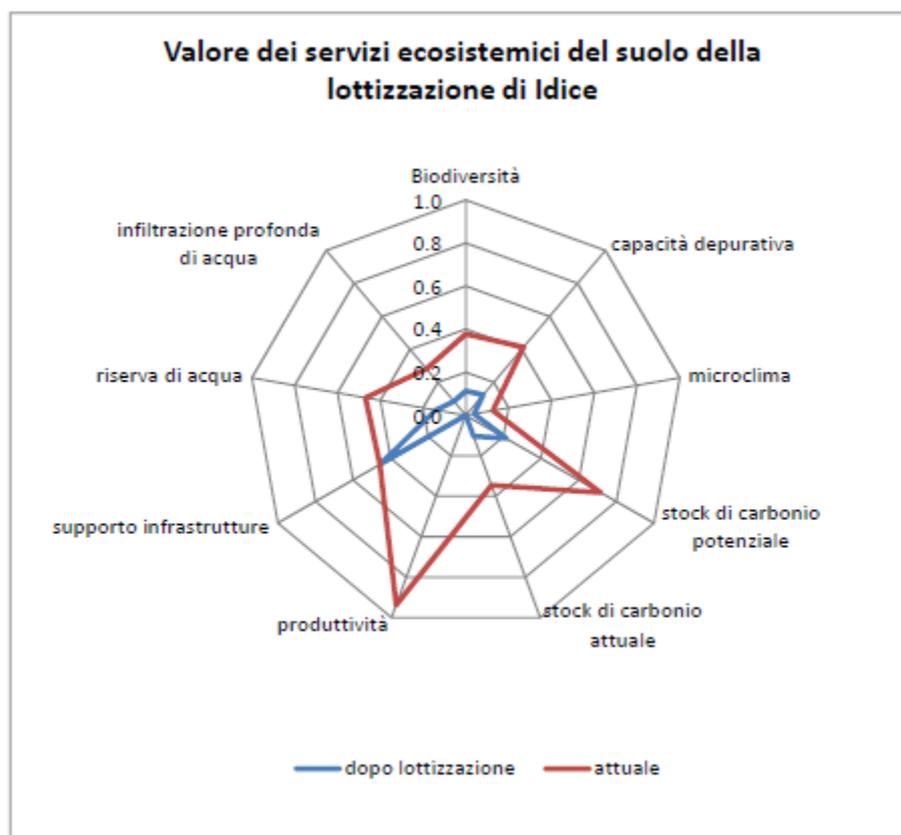


Figura 61 diagramma di confronto Impatto della lottizzazione sui servizi ecosistemici

Con l'espansione urbanistica prevista, la percentuale di suolo "perso" per i diversi servizi è stato stimato in 70% della superficie (sulla base di quanto riportato in pianta), e questo consumo comporta oltre all'impatto sulla produttività agricola che verrebbe persa completamente, anche una forte riduzione degli altri servizi, con l'eccezione del supporto alle infrastrutture che rimane inalterato.

### 5.3.1.2 Scheda di analisi

Al fine di poter confrontare i risultati fin qui disponibili del progetto SOS4life con quelli sopra discussi del LIFE SAM4CP, la relativa scheda è stata compilata con riferimento alla metodologia generale e ai risultati applicativi della lottizzazione di Idice sopra descritti.

Caratterizzazione territoriale	dimensione territoriale, n. abitanti, periodo di riferimento, dati sul consumo di suolo (stato e trend).	Comuni di dimensioni medio-grandi (Carpi, Forlì e San Lazzaro) e, con alto consumo di suolo negli ultimi anni.
Caratterizzazione metodologica della VALSE  Serve per rispondere alla domanda:	Analisi del livello e dei criteri di valutazione dei SE adottata e delle fasi in cui è stata adottata  Analisi per la VAS utilizza i SE? Le analisi specifiche sono entrante nella conferenza di co	VAL SE solo biofisica con metodologia adattata alla dimensione locale e su dati territoriali con grande dettaglio; Analisi svolta a scala comunale, con riferimento allo scenario attuale, al fine di confrontare i valor ecosistemici delle diverse aree

	pianificazione?	<p>candidate alla rigenerazione urbana e al de sealing. Nel caso specifico della lottizzazione di Idice è stata effettuata una valutazione a scala di intervento.</p> <p>Non sembrano previsti confronti con scenari alternativi;</p> <p>Analisi eseguita prima della presa di decisione. I risultati, saranno utilizzati direttamente nella formazione della proposta.</p> <p>Non ci sono al momento elementi di analisi sulla VAS</p>
<p>Caratterizzazione ambientale</p> <p>Serve per rispondere alla domanda: i risultati ambientali del piano sono congruenti con gli obiettivi strategici posti? la VAL SE è stata efficace per la limitazione del consumo di suolo?</p>	<p>Il CS netto è aumentato? In che % rispetto all'attuale?</p>	<p>Nell'intervento analizzato (lottizzazione di Idice) il consumo di suolo netto è pari al 70% dell'area di 30 ha, ovvero 21 ha. Secondo quanto previsto nel progetto, tale consumo dovrebbe essere compensato da interventi di de sealing altrove.</p>
	I SE sono aumentati o diminuiti?	<p>Nell'intervento analizzato (lottizzazione di Idice) i SE rispetto allo stato attuale diminuiscono tutti.</p>
	Quali SE sono diminuiti?	<p>biodiversità degli organismi del suolo (BIO); capacità depurativa (BUF); effetto sul microclima (CLI); stock di carbonio potenziale (CSP e; stock di carbonio attuale (CST); produttività agricola (PRO); supporto infrastrutture (SUP); riserva di acqua (WAS); infiltrazione profonda di acqua (WAR).</p>
	Quali interventi di mitigazione o compensazione previsti su questi SE?	<p>Allo stato attuale non è possibile verificare quali interventi saranno previsti</p>

	Ci sono state richieste di modifica, integrazione o compensazione nell'ambito della procedura?	Allo stato attuale non è possibile verificare quali interventi saranno previsti
<p>Caratterizzazione procedurale</p> <p>Serve per rispondere alla domanda: è stato modificato il contesto decisionale?</p>	Il contesto decisionale (tipo di procedura) e le fasi in cui il processo è divisibile	Allo stato attuale non è stata avviata alcuna procedura. Il contesto normativo è recentemente mutato con la nuova legge urbanistica della Regione Emilia Romagna (n. 24 del 2017). La norma regionale L.R. n. 20/2000 per la VAS prevede un Documento di VALSAT sul Piano Strutturale Comunale
	Definizione delle condizioni di partenza e degli obiettivi del promotore: Livello di CS; stato dei SE; Obiettivi della trasformazione indicati nella variante.	Il livello di CS nelle aree di progetto è elevato; lo stato dei SE valutati è buono; l'obiettivo dichiarato dai Comuni nella partecipazione al progetto è un CS netto pari a zero.
	Contenuto della decisione e gli oggetti della VALSE (intero piano o stralcio di porzione di territorio comunale principali aspetti o temi introdotti)	supporto ambientale dato dalla VALSE alla identificazione delle aree candidate alla compensazione e al de sealing, nonché alla quantificazione biofisica dei servizi persi nelle aree urbanizzande.
	Identificazione degli ostacoli principali	Difficoltà analitiche; difficile replicabilità in assenza di banche dati sulla qualità dei suoli; i SE non entrano esplicitamente nella identificazione delle aree da preservare dal consumo di suolo; non è possibile allo stato attuale identificare ostacoli di tipo procedurale, in linea generale dipenderà dalle modalità attuative della nuova legge urbanistica
	Cronologia del processo	n.a.

	<p>Gli attori del processo (anche in confronto rispetto alle precedenti varianti) in termini di tipologia di attori, risorse mobilitate, ruolo nell'interazione;</p>	<p>attori istituzionali previsti per la VAS</p> <p>Enti di Ricerca CNR</p> <p>Attivata la partecipazione pubblica con le scuole e con presentazioni pubbliche del progetto</p>
--	--	--

### 5.3.2 Romano di Lombardia

Il caso del comune di Romano di Lombardia è uno dei più recenti esempi applicativi di metodologie di valutazione dei servizi ecosistemici nell'ambito di revisioni della pianificazione locale (Arcari et al, 2018 in ISPRA, 2018).

Il comune di Romano di Lombardia (figura 1), di circa 20.000 abitanti, ha una superficie di 18 kmq ed è situato nella pianura centrale bergamasca, a sud di Bergamo. Il suo territorio è caratterizzato da elementi ambientali e paesaggistici di valore: si configura infatti come città d'acqua, grazie alla presenza del fiume Serio e di una estesa rete di rogge e canali legata alle modificazioni realizzate nel tempo per ragioni di sicurezza idraulica e di produzione agricola.

A fine 2014 l'amministrazione comunale avvia il percorso per la formazione del nuovo Documento di Piano del Piano di Governo del Territorio (PGT). La variante nasce dall'esigenza di affrontare la presenza di aree degradate tra il tracciato ferroviario e gli insediamenti urbani a nord e a sud, di aree interessate da fenomeni di dismissione e abbandono, di cantieri interrotti della città incompiuta, di aree agricole prossime ai bordi dell'edificato o a barriere infrastrutturali, di usi impropri all'interno di ambiti agricoli, di antichi nuclei cascinali degradati, di impianti a cielo aperto dismessi. Anche in questo caso a monte della revisione della pianificazione è stata svolta un'approfondita analisi delle possibilità edificatorie negli ambiti di trasformazione del previgente PGT, in gran parte non attuate, alle previsioni relative ai servizi, al contesto extraurbano, al patrimonio agricolo e naturale.

Il Nuovo Documento di Piano è stato adottato in data 9 Febbraio 2018, ai sensi degli artt. 13 della Legge Regionale 11 marzo 2005 n. 12 ed è stato soggetto al processo di Valutazione Ambientale Strategica (VAS), all'interno del quale è stata sviluppata la valutazione dei servizi ecosistemici, utilizzati con l'obiettivo dichiarato di supportare il percorso di piano, indirizzandone le previsioni verso la limitazione del consumo e dell'impermeabilizzazione dei suoli.

La norma lombarda<sup>48</sup> prevede un iniziale inquadramento territoriale, sviluppato a livello regionale, che identifica le principali caratteristiche di ciascuna area, detto "Territorializzazione", effettuata

---

<sup>48</sup> La normativa per la Regione Lombardia in materia di consumo di suolo negli ultimi anni è stata oggetto di numerosi interventi, a partire dalla 31/2014 "Disposizioni per la riduzione del consumo di suolo e per la riqualificazione del suolo degradato" che tra le altre cose introduce modifiche di rilievo alla l.r. 12/2005. Sono concessi 30 mesi di transitorio (fino al 1 giugno 2017) per l'attuazione delle trasformazioni urbanistiche individuate all'interno dei documenti di piano dei PGT comunali vigenti. In mancanza della approvazione sia del nuovo PTR (il cui progetto è stato approvato con D.C.R. n. 1523 del 23 maggio 2017) che dei PTCP adeguati alla l.r. 31/2014, è stata posta una questione di legittimità degli atti di pianificazione comunale nel frattempo rivolti non solo ad impedire e ridurre consumo di suolo attraverso la ri-pianificazione delle previsioni, pure in assenza delle previste soglie regionali e provinciali. La recente approvazione della l.r. n. 16 del 26/05/2017, ha chiarito la legittimità di tali atti pianificatori e riformulato il regime transitorio. Nel nuovo assetto per i Comuni sono possibili [...] varianti generali o parziali del documento di piano e piani attuativi in variante al documento di piano, assicurando un bilancio ecologico del suolo non superiore a zero, computato ai sensi dell'articolo 2, comma 1, e riferito alle previsioni del PGT vigente alla data di entrata in vigore della presente legge. La Lr31/2014 nelle sue applicazioni è soggetta a valgio della Corte Costituzionale richiesto dal Consiglio di Stato con sentenza non definitiva n. 5711/2017 pubblicata il 4 dicembre 2017 in relazione alla

attraverso una identificazione di ambiti omogenei ATO in base a i temi attinenti al paesaggio, all'ambiente, alle infrastrutture e agli insediamenti, e di quadri ambientali di riferimento attraverso cinque indicatori principali assunti come descrittori delle valenze ambientali dei singoli territori comunali: 1. Habitat Standard pro-capite [m2 abitante]; 2. Biopotenzialità territoriale (BTC) [Mcal/m2/anno]; 3. Diffusione insediativa [adimensionale; valore %]; 4. Indice di superficie drenante [valore %]; 5. Coefficiente di frammentazione. Viene inoltre effettuata, sulla base di un inquadramento a scala regionale, la valutazione in chiave di vulnerabilità/resilienza (V/R) rispetto alle componenti ambientali, come screening preliminare dello "stato di salute" e dei fattori che influenzano il territorio, che viene sviluppata rispetto a "sistemi territoriali" identificati a scala regionale che per il comune di Romano di Lombardia sono: la montagna, il sistema metropolitano, il sistema pedemontano, i laghi, la pianura irrigua, il Po e i grandi fiumi.

Rispetto alla componente suolo, l'analisi V/R è quella riportata in figura, che indica chiaramente la problematicità dell'eccessivo consumo di suolo e della presenza di edificato anche inutilizzato.

SUOLO		
	Vulnerabilità	Resilienza
Stato dell'ambiente	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Elevato livello di urbanizzazione e di artificializzazione delle coperture e significativa presenza di realizzazioni incomplete (e/o invendute) con conseguente urbanizzazione non terminata</li> <li>▪ Fenomeni di inquinamento del suolo da concimi chimici, fitofarmaci, pesticidi, ...</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Unitarietà territoriale non eccessivamente frammentata</li> <li>▪ Disponibilità di patrimonio edilizio e abitativo invenduto, sfitto e sottoutilizzato, potenzialmente in grado di assorbire la domanda abitativa senza la necessità di nuovo consumo di suolo</li> <li>▪ Oltre metà del suolo presente (principalmente a nord e a sud dell'urbanizzato) destinato all'agricoltura è di qualità ottima (nessuna limitazione d'uso)</li> <li>▪ Tenuta dell'agricoltura periurbana, di grande importanza per la conservazione del patrimonio rurale</li> <li>▪ Assenza nel territorio comunale di elementi detrattori del suolo e del paesaggio quali cave attive, discariche e siti da bonificare</li> </ul>
Fenomeni e politiche in atto	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Aumento dello sfruttamento e dell'erosione del suolo e del rischio di inquinamento da parte di pratiche agricole intensive</li> <li>▪ Pressioni insediative nei confronti del territorio agricolo e rischio di perdita del presidio dei fondi agricoli, per aumento di presenza di funzioni incongrue o in caso di cambio di destinazione d'uso degli edifici rurali in residenziale</li> <li>▪ Impoverimento dello stock di carbonio immagazzinato nei suoli</li> <li>▪ Destrutturazione dei paesaggi di frangia urbana, con consumo e perdita di qualità dei suoli agricoli sproporzionati rispetto alle funzioni insediate</li> <li>▪ Sviluppo di infrastrutture di grande impatto (BreBeMi, SS498) e, connesse con queste, possibile domanda di insediamento di funzioni anch'esse ad alto impatto (ad es. logistica)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Crescente attenzione per il problema del consumo di suolo (l.r. 31/14): preferenza ad interventi urbanistici ed edilizi orientati al recupero e alla rigenerazione urbana, limitazione dell'artificializzazione delle coperture, tutela aree agricole, riqualificazione aree dismesse</li> <li>▪ Riconoscimento per l'agricoltura di un rinnovato valore economico e di tutela e conservazione di ambiti territoriali di pregio, nonché di presidio al consumo incontrollato di suolo e interesse al tema del "cibo" come elemento di brand del territorio</li> <li>▪ Incentivi alla produzione di biogas/biometano da reflui di allevamento, scarti agricoli, rifiuti</li> <li>▪ Integrazione delle filiere agricole e zootecniche, finalizzata a ridurre gli impatti ambientali (es. utilizzo prodotti del trattamento reflui per la concimazione)</li> <li>▪ Possibile introduzione del comparto produttivo biologico, a lotta integrata e a Km0</li> </ul>

Figura 62 Lo schema valutativo Vulnerabilità/Resilienza della Regione Lombardia

"rilevante e non manifestamente infondata" questione di legittimità costituzionale dell'art. 5 commi 4 e 9 della legge della Regione Lombardia 28 novembre 2014, n. 31.

Peraltro è previsto nel documento di piano un principio così formulato *“Dall’espansione alla rigenerazione: .....Occorre dunque limitare le nuove costruzioni, diversificare e articolare l’offerta di spazi per la residenza, per la produzione e per il commercio e i servizi, riorientando il mercato e il lavoro edilizio verso la rigenerazione e la rifunzionalizzazione dell’esistente. Valorizzare i tessuti produttivi e le attività manifatturiere esistenti e attrarne di nuove, in particolare nelle parti più accessibili”* ed in particolare nell’obiettivo tematico n.4:

OP4	Ridimensionamento esterno e riqualificazione interna: azioni collegate	Il DdP, in linea con i principali indicatori economici e in coerenza con la nuova strumentazione regionale, dovrà contribuire a riorientare anche a Romano il mercato delle costruzioni verso operazioni di risanamento urbano, abbandonando scenari di sviluppo quantitativo. Questo si traduce in due azioni tra di loro collegate. All’esterno del TUC, la valutazione dell’eventuale esigenza e della relativa sostenibilità di nuovi insediamenti e di nuovo consumo di suolo. All’interno del TUC, l’individuazione dei settori urbani dove più urgenti appaiono azioni integrate di riqualificazione rivolte tanto ai tessuti edilizi privati che alla rete degli spazi e delle attrezzature di uso pubblico.
-----	--	--

Per la valutazione dei SE è stato adottato un metodo qualitativo sulla base dei dati e degli strati informativi già disponibili a livello regionale applicati ad una selezione di SE identificati come significativi nel corso della prima conferenza di pianificazione.

La stima della variazione del grado di vulnerabilità e di resilienza di ciascun ambito territoriale, in relazione alla capacità di erogare i SE, viene proposta come un riferimento rispetto al quale misurare la sostenibilità delle scelte di un piano, ad integrazione della considerazione dei potenziali impatti sulle componenti ambientali. In particolare vengono integrati i SE nei contenuti dell’analisi del contesto ambientale secondo i temi richiesti dalla VAS. Sulla base delle analisi dei servizi così identificati, come illustrati nella tabella che segue, sono state predisposte delle mappature qualitative, con una valutazione delle condizioni di erogazione dei diversi servizi, che ha consentito di supportare l’analisi dello stato del sistema paesistico-ambientale, evidenziando alcuni importanti fattori riportati poi nella valutazione della resilienza:

- l’elevato valore agricolo dei suoli: più del 50% della superficie territoriale, principalmente a nord e a sud dell’urbanizzato, appartiene alla classe di suoli che presentano pochissimi fattori che ne limitano l’uso agricolo; tali aree sono inoltre in gran parte contigue e di grandi dimensioni;
- la notevole porzione di territorio che presenta un alto livello di capacità di stoccaggio di carbonio (53%), di estremo valore per il contrasto ai cambiamenti climatici;
- la grande estensione di aree permeabili (72%), che garantisce una notevole capacità di mitigazione dei rischi naturali e di regolazione dei flussi idrici;
- la presenza di elementi di primo livello della Rete Ecologica Regionale (RER), di importanza per la conservazione degli habitat (la fascia contigua al fiume Serio, il varco situato sul confine sud orientale del comune ed alcune aree che circondano il nucleo urbanizzato). Anche il reticolo idrico minore rappresenta un’importante traccia per la conservazione e la valorizzazione degli habitat a livello urbano;
- la presenza di luoghi significativi per il tempo libero, le attività ricreative e la valenza turistica, culturale ed estetica, situati in gran parte all’interno o a ridosso dell’urbanizzato, ma anche le aree naturali del quadrante nord occidentale.

**Tabella 50 Individuazione dei SE di interesse locale e selezione degli strati informativi per la loro rappresentazione. Fonte: Città di Romano di Lombardia, 2018.**

Servizio Ecosistemico		Strato informativo originale	Fonte
<b>SERVIZI DI FORNITURA - BENI E PRODOTTI OTTENUTI DAGLI ECOSISTEMI</b>			
1A	Alimenti	Capacità d'uso del suolo	Carta pedologica
1B	Fibre, combustibili, altre materie prime	Produzione di legna	Dusaf4
1C	Acqua pulita	Protezione acque sotterranee	Carta pedologica
<b>SERVIZI DI REGOLAZIONE - BENEFICI OTTENUTI DAL CONTROLLO DELL'ECOSISTEMA SUI PROCESSI NATURALI</b>			
2A	Regolazione qualità dell'aria e del microclima	Aree alberate	Dusaf4
2B	Sequestro e stoccaggio di carbonio	Tipologie di colture	Carta uso agricolo
2C	Mitigazione dei rischi naturali e regolazione dei flussi idrici	Aree permeabili/drenaggio	Dusaf4
<b>SERVIZI AGLI HABITAT - SERVIZI ECOSISTEMICI CHE CONSENTONO IL MANTENIMENTO DI ALTRI SERVIZI GRAZIE ALLA CONSERVAZIONE DEGLI HABITAT</b>			
3A	Aree di conservazione e sviluppo degli Habitat	Uso del suolo	Dusaf4
3B		Rete ecologica	Rete ecologica regionale
3C		Reticolo idrico	Reticolo idrico comunale
<b>SERVIZI CULTURALI - BENEFICI IMMATERIALI OTTENUTI DAGLI ECOSISTEMI</b>			
4A	Tempo libero, attività ricreative, salute mentale e fisica	Aree, spazi e itinerari (pubblici e privati) a uso sportivo e ricreativo	Mappe generata negli incontri di partecipazione
4B	Turismo, valore estetico e ispirazione per la cultura, l'arte e il design, senso di appartenenza, esperienza spirituale, educazione e scienza	Aree, spazi e itinerari (pubblici e privati) con valore culturale, artistico, identitario	

In alcuni casi la valutazione dei SE ha supportato le scelte di stralcio di aree ad elevata qualità ambientale e di erogazione dei SE, mentre in altri casi ha supportato la decisione di confermare la destinazione produttivo-commerciale di aree già consumate, nelle quali è stata riscontrata, come è da aspettarsi d'altronde, la scarsa presenza di SE significativi. Si tratta delle aree già a destinazione produttiva nelle quali le piccole aree a prato presenti non risultano significative per molti SE e gli unici elementi di un certo rilievo sono legati alla permeabilità residua in termini di contributo alla mitigazione dei rischi naturali, alla regolazione dei flussi idrici ed alla conservazione e sviluppo degli habitat. Rispetto a questa "perdita" di SE il documento di Piano prevede opportuni criteri ambientali di attuazione della futura progettualità, in modo da garantire la conservazione e la valorizzazione dei SE esistenti.

Tra i risultati di questo lavoro vengono descritti la contrazione delle previsioni di espansione, sia residenziale che produttiva, rispetto al previgente piano e la promozione della riqualificazione di interi quartieri secondo una logica di mix funzionale e di valorizzazione degli spazi pubblici e delle aree naturali. Tuttavia sembra emergere che la valutazione dei SE non ha supportato la limitazione rispetto alla definizione di nuovi ambiti di trasformazione a completamento del tessuto urbano consolidato, anche se meno estesi. Dalla analisi della documentazione disponibile (cfr. verbale della seconda conferenza di pianificazione) si evince che il nuovo documento di piano riduce dell'80% il consumo di suolo precedentemente previsto (in particolare di tipo residenziale), confermando previsioni o nuove localizzazioni per il restante 20%.

La quantificazione del consumo di suolo nell'assetto finale del piano è esplicitamente indicata nel RA. I singoli interventi di "nuova edificazione o conferma ATR 1 e 3) risulta un consumo di suolo attualmente agricolo per 6 ha, cui si aggiungono ulteriori 3 ha da interventi di tipo ACr in ambito urbano, per complessivi 9 ha di ulteriore consumo previsto dal piano. Rispetto ai complessivi 18 kmq di superficie comunale costituisce un incremento significativo, superiore al valore medio per la Lombardia che è stato stimato per l'anno 2015-2016 pari a 0.22% (ISPRA, 2017). Viene anche indicato nel RA che questa riduzione riguarda solo gli ambiti modificati dal documento di piano, mentre vi è una ulteriore quota di possibile consumo di suolo connesso a interventi non ancora

realizzati nell'ambito di Piani Attuativi già approvati e/o convenzionati, e che per tanto si considerano diritti già consolidati, che comporterebbe la realizzazione di 260.000 mq di superficie artificializzata. Dunque in conclusione l'ulteriore consumo a piena applicazione del piano consisterebbe complessivamente in 32 ha in più rispetto all'attuale, pari all'1,8% del territorio comunale.

## GLI AMBITI DEL PIANO



Figura 63 gli ambiti del piano

Dalla descrizione del processo di partecipazione, che è stato svolto ampiamente in fase di scoping ottenendo osservazioni e proposte sia strutturate che verbali da parte dei singoli cittadini (cfr. All.2 al RA).

Oltre alla partecipazione di numerosi soggetti pubblici previsti dalla norma (cfr. All1 RA), sono stati organizzati diversi incontri. Il percorso è stato inaugurato il 14 luglio 2016 con la prima Conferenza di Valutazione ed il Forum pubblico di presentazione del Documento preliminare di VAS, di condivisione delle prime indagini, degli obiettivi e dei temi di lavoro per il nuovo Documenti di Piano e di presentazione delle attività partecipative previste.

Successivamente, sono stati organizzati tre Tavoli di lavoro tematici, articolati in quattro serate più una conclusiva di restituzione degli esiti dei lavori, dedicati a: "Il Parco, la Ruralità, le Acque a Romano", "Rigenerazione Urbana" e "Centri di Vita e Servizi".

A conclusione del percorso, successivamente alla pubblicazione del Rapporto Ambientale e del Documento di Piano, saranno organizzati la seconda Conferenza di valutazione e il Forum pubblico finale, di presentazione dei documenti e di restituzione conclusiva degli esiti delle attività partecipative.

Emerge da questo percorso come indicazione da parte del pubblico nell'orientare il nuovo documento di piano che la tutela delle aree agricole è una delle priorità, unitamente alla soluzione delle difficoltà degli ambiti agricoli periurbani, è stata avanzata, insieme con la priorità all'incompiuto e l'invenduto.

Purtroppo, anche in questo caso, nonostante siano noti i valori (ecosistemici) del suolo e si dichiarino la finalità di limitazione del consumo, e ci sia una condivisione degli obiettivi, nonostante lo sforzo

di contrazione delle previsioni del piano previgente, il risultato è comunque un incremento di suolo consumato.

### 5.3.2.1 Scheda di analisi

Caratterizzazione territoriale	dimensione territoriale, n. abitanti, periodo di riferimento, dati sul consumo di suolo (stato e trend).	Comune di piccole dimensioni (18 kmq), con elevato consumo di suolo e presenza di edificato anche inutilizzato.
Caratterizzazione metodologica della VALSE  Serve per rispondere alla domanda:	Analisi del livello e dei criteri di valutazione dei SE adottata e delle fasi in cui è stata adottata  Analisi per la VAS utilizza i SE? Le analisi specifiche sono entrante nella conferenza di pianificazione?	Metodo qualitativo sulla base dei dati e degli strati informativi già disponibili a livello regionale applicati ad una selezione di SE identificati come significativi nel corso della prima conferenza di pianificazione; Analisi svolta a scala comunale e di “ambito territoriale”, con riferimento allo scenario attuale, al fine di riportare i valori ecosistemici delle diverse aree nel valore di resilienza.  Non sembrano previsti confronti con scenari alternativi;  Analisi eseguita prima della presa di decisione, le scelte di piano, ha supportato le scelte di stralcio di aree ad elevata qualità ambientale e di erogazione dei SE, mentre in altri casi ha supportato la decisione di confermare la destinazione produttivo-commerciale di aree già consumate o in adiacenza.
Caratterizzazione ambientale  Serve per rispondere alla domanda: i risultati ambientali del piano sono congruenti con gli obiettivi	Il CS netto è aumentato? In che % rispetto all’attuale?	Il CS aumenta di 32 ha, pari a +1,8%
	I SE sono aumentati o diminuiti?	Non sono effettuate valutazioni di scenario
	Quali SE sono diminuiti?	Non sono effettuate valutazioni di scenario
	Quali interventi di mitigazione o	Non disponibili allo stato

<p>strategici posti? la VAL SE è stata efficace per la limitazione del consumo di suolo?</p>	<p>compensazione previsti su questi SE?</p>	<p>attuale</p>
	<p>Ci sono state richieste di modifica, integrazione o compensazione nell'ambito della procedura?</p>	<p>Non disponibili allo stato attuale gli esiti della consultazione sul Documento di piano</p>
	<p>Il contesto decisionale (tipo di procedura) e le fasi in cui il processo è divisibile</p>	<p>Scoping+VAS</p>
<p>Caratterizzazione procedurale</p> <p>Serve per rispondere alla domanda: è stato modificato il contesto decisionale?</p>	<p>Definizione delle condizioni di partenza e degli obiettivi del promotore: Livello di CS; stato dei SE; Obiettivi della trasformazione indicati nella variante.</p>	<p>Il livello di CS nelle aree di progetto è elevato; lo stato dei SE valutati è buono; l'obiettivo dichiarato dal Comune è la limitazione del consumo di suolo attraverso: ridimensionamento esterno all'area urbana e riqualificazione all'interno.</p>
	<p>Contenuto della decisione e gli oggetti della VALSE (intero piano o stralcio di porzione di territorio comunale principali aspetti o temi introdotti)</p>	<p>supporto ambientale dato dalla VALSE alla identificazione delle aree a maggiore (e minore) qualità ambientale allo stato di fatto sull'intero territorio comunale.</p>
	<p>Identificazione degli ostacoli principali</p>	<p>Mancanza di valutazione di scenari; difficile utilizzazione per il dimensionamento e la compensazione; integrazione da valutare rispetto all'inserimento nello schema Vulnerabilità/Resilienza regionale che è il framework di riferimento per le decisioni</p>
	<p>Cronologia del processo</p>	<p>l'Amministrazione comunale, con Delibera di Giunta Comunale n. 163/2014, ha avviato il percorso di formazione del nuovo Documento di Piano.</p> <p>Con le successive DGC n.178/2014 e DGC n. 66/2016 e DGC n. 72/2016, sono state approvate le linee programmatiche. procedura VAS avviata con DGC n.164/2014, Documento preliminare (scoping)</p>

		<p>approvato con DGC n.73/2016. Prima conferenza di pianificazione 14/7/2016.</p> <p>Seconda conferenza di pianificazione 19/9/2017</p> <p>Nuovo Documento di Piano è stato adottato in data 9 Febbraio 2018.</p>
	<p>Gli attori del processo (anche in confronto rispetto alle precedenti varianti) in termini di tipologia di attori, risorse mobilitate, ruolo nell'interazione;</p>	<p>Attori istituzionali, società e organizzazioni ambientali previsti per la VAS, PoliMI (Poliedra + DASTU) come supporto tecnico per la VAS e la partecipazione e specialistico.</p> <p>Buona attivazione della partecipazione, con integrazione nel RA delle proposte formulate e rendiconto del percorso svolto in Allegato allo stesso.</p>

#### 5.4 Il caso di Roma

Il lavoro di approfondimento relativo al comune di Roma parte da lontano e si è svolto attraverso diversi progetti ed iniziative. In primo luogo, è stato avviato nel 2013 una prima valutazione di dettaglio del consumo di suolo con dati ad altissima risoluzione. Nello stesso periodo si avviava uno studio su uno dei Municipi di Roma, nell'ambito della iniziativa dell'Assessorato all'urbanistica, Conferenze urbanistiche municipali (CUM) ed un progetto di elaborazione della strategia di resilienza cittadina, denominato Roma Resiliente. Il primo passaggio di questa ricerca è stato dunque la partecipazione alle CUM del X Municipio, ai lavori di Roma Resiliente e, soprattutto, ad una prima elaborazione dei SE a scala municipale per il X Municipio, che ha indicato gli elementi fondamentali per la successiva elaborazione per l'intero territorio comunale della VALSE.

L'Assessorato alla Trasformazione Urbana di Roma Capitale (Assessore Giovanni Caudo, giugno 2014) aveva invitato tutti i Municipi a costruire la cosiddetta Carta dei Valori del proprio Municipio che, successivamente, è andata a comporre la Carta dei Valori cittadini. La parte generale, la vera e propria Carta dei Valori, si articola in due componenti fondamentali: la prima consiste nelle risorse individuate sul territori: ossia tutti quegli elementi puntuali e di sistema a cui si riconoscono specifiche qualità territoriali la cui conservazione e valorizzazione è considerata irrinunciabile per mantenere e sviluppare l'identità del territorio municipale; la seconda componente consiste negli obiettivi: ovvero le finalità e gli interessi pubblici che si intendono perseguire, in relazione alle risorse individuate, attraverso la messa in atto di specifiche azioni che rientrano nel governo del territorio.

Allegata alla Carta dei Valori, vi sono le “Schede progetto” ovvero le proposte/osservazioni presentate dai cittadini e dalle associazioni interessate e che restituiscono, senza alcun filtro, tutto l’insieme della conoscenza e della progettualità diffusa dei cittadini del Municipio. La partecipazione è stata ampia e composita. Presenti molti Comitati di Quartiere, associazioni, cittadini, liberi professionisti. I primi quattro incontri sono stati effettuati in luoghi differenti per arrivare a coinvolgere tutto il Municipio (Ostia Antica, Acilia, Ostia Lido, Infernetto). Durante gli incontri sono stati considerati le risorse del territorio, i suoi fattori di stress e, in modo propositivo, gli obiettivi e le azioni che le Associazioni, i Comitati ed i cittadini vorrebbero mettere in campo per ogni ambito territoriale. Il quinto e ultimo incontro è stato organizzato per presentare a tutti i partecipanti la bozza della Carta dei valori e dividerne insieme gli esiti.

Dalla CUM (cfr. Relazione finale per il X Municipio) è emersa una identificazione delle risorse del Municipio, essenzialmente risorse ambientali e culturali:

- il mare, le spiagge, le dune;
- il Tevere ed il reticolo della bonifica;
- il sito archeologico di Ostia Antica e un ricco sistema di altre aree di interesse archeologico (ad esempio Ficana), tracciati (es. via Severiana) e complessi edilizi di valenza storico, artistico e culturale;
- la Pineta di Castel Fusano e la tenuta di Castel Porziano;
- la VASTa area agricola nell’ansa del Tevere per Ostia Antica.

L’analisi degli obiettivi identificati ha fatto emergere per il tema Ambiente e Cultura che i desideri/ricieste degli abitanti riguardano molto da vicino la tutela del suolo e dei suoi servizi:

- in primo luogo, la messa in sicurezza del territorio dal dissesto idrogeologico
- una moratoria dei diritti edificatori maturati con il PRG. Contrari ad una linea di questo genere, soprattutto i Consorzi dei Toponimi.
- la manutenzione, la fruibilità e l’accessibilità delle aree verdi pubbliche oggi in stato di degrado
- la riqualificazione del Lungomare garantendo la visibilità del mare, il libero accesso alle spiagge anche d’inverno e durante tutta la giornata;
- l’ampliamento degli scavi di Ostia Antica ed il potenziamento a fini turistici;
- la valorizzazione di alcune emergenze storiche e archeologiche oggi non fruibili (ad esempio Tor San Michele, Villa di Plinio, l’area di Ficana)
- messa a sistema e rilancio delle attività agricole attraverso il riuso, a fini agro turistici dei casali storici;
- la realizzazione di Orti urbani nelle aree dell’Agro;
- la realizzazione di percorsi ciclopedonali per ricucire tra loro il litorale, le risorse ambientali e storiche del territorio creando così anche una attrazione per il turismo. Connesso a questo progetto, anche quello della realizzazione di parcheggi per bici e bike sharing;
- potenziamento dell’accessibilità alle risorse storico archeologiche e miglioramento della cartellonistica turistica dei luoghi della storia e dell’identità;
- creazione di una linea fluviale sul Tevere e la realizzazione di nuovi approdi anche per fini turistici.

L’esito di questo processo è stato la presentazione della carta dei valori, nell’ambito della chiusura dei lavori per tutto il comune di Roma, che si è tenuta il 19 dicembre 2014.

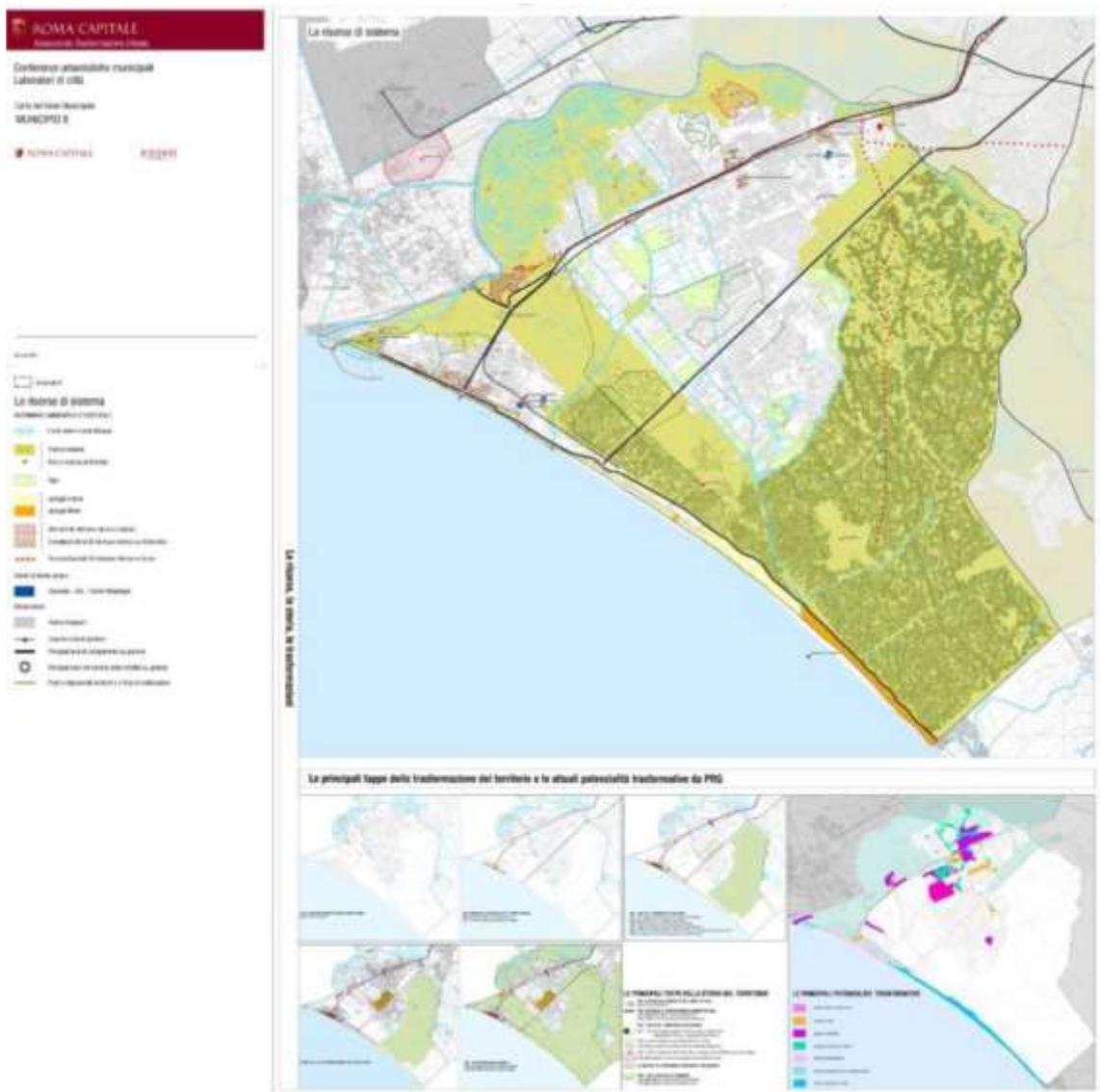


Figura 64 Carta dei valori del X Municipio

Grazie alla collaborazione avviata è stato in parallelo avviato un percorso di valutazione dei SE, che ha rappresentato una delle prime applicazioni della metodologia nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, presentato nel corso della conferenza internazionale di urbanistica AESOP luglio nel 2015.

Il X Municipio, è all'interno del comune di Roma uno dei più complessi dal punto di vista della sovrapposizione di strumenti attuativi, interventi e dall'altra di problemi irrisolti. È stato infatti a lungo considerato quasi un altro comune, tanto che c'è stato un referendum, fallito, per la sua separazione da Roma. Questo grande ambito è stato lasciato prima all'abusivismo spontaneo e poi ancora all'abusivismo di seconda generazione (anni'90) e dopo il 2000 alla realizzazione delle cubature di compensazione per sostituire salvaguardie attuate altrove, secondo il piano regolatore.

Il territorio del Municipio si estende esternamente all'anello del Gran raccordo Anulare nel quadrante sud ovest del territorio del comune di Roma, tra il mare, il fiume Tevere e l'area protetta della Tenuta del Presidente della Repubblica di Castel Porziano.

Rappresenta uno dei municipi più VASTi e popolati del comune di Roma, con 150 kmq di estensione e 220 mila abitanti (al 2012). La densità abitativa è bassa (522 ab/kmq), a fronte di una superficie urbanizzata piuttosto elevata. La tipologia edilizia prevalente è, tranne alcune aree, estensiva. Questa caratteristica può essere letta in termini di valenze e criticità: oltre alla qualità ambientale che il territorio esprimeva e ai prezzi minori rispetto alla città, è stata proprio questa a orientare una consistente fetta della domanda abitativa degli ultimi trent'anni, provocando un'accelerazione del consumo di superficie di suolo.

L'urbanizzazione diffusa e repentina ha provocato una sistematica impermeabilizzazione dei suoli, in un contesto territoriale già fragile per l'equilibrio idraulico e idrogeologico. A ciò bisogna aggiungere che l'espansione edilizia prevalentemente residenziale non è stata accompagnata da un adeguato sviluppo urbano (servizi e infrastrutture), contribuendo a rafforzare le problematiche percepite dalla cittadinanza.

Il territorio non urbanizzato presenta valenze ambientali ecologiche e agricole, ed è compreso in gran parte all'interno dei perimetri della riserva Statale del Litorale Romano<sup>49</sup>.

Il processo di crescita urbana che ha interessato questo quadrante di territorio è legato alla storia dello sviluppo di Roma sul mare, cui l'immensa bonifica agricola realizzata nell'immediato entroterra di Ostia a fine '800 ha posto le premesse, e che si è concretizzata a partire dal primo trentennio del secolo scorso.<sup>50</sup>

È solo a partire dagli anni 60 che il territorio ha però assistito alle trasformazioni più rilevanti e sistematiche, attraverso fenomeni di urbanizzazione ed espansione edilizia solo in parte previsti dal piano regolatore del '62, che individuò verso il mare una delle direttrici di sviluppo della capitale.

Lo sviluppo prevalentemente residenziale che si verificò prevalentemente tra la fine degli anni 60 e gli anni 70, non rispettò le regole e i parametri definiti dal piano, provocando uno sviluppo rapidamente. Il fenomeno dell'abusivismo, di carattere estensivo, ha interessato in particolare la fascia interna del territorio, particolarmente mentre la costa è stata interessata da uno sviluppo urbano intensivo pianificato. Entrambe le dinamiche hanno provocato criticità di diverso genere che vengono ancora ricordate e percepite, dagli abitanti stessi, e dagli stessi 'pionieri' dell'abusivismo, come l'inizio dello stravolgimento del territorio di Ostia, del paesaggio della bonifica e della costa.

La crescita di interi quartieri sorti abusivamente e poi regolarizzati e ulteriormente sviluppati <sup>51</sup> ha avuto un impatto molto rilevante sul territorio in termini di consumo di suolo in quanto, se confrontata con l'estensione dei quartieri pianificati, rappresenta più della metà della superficie urbanizzata dell'entroterra del municipio. A questa si sono aggiunte conferme e incrementi di previsioni di nuove urbanizzazioni con il nuovo PRG del 2008, alcune delle quali ancora da attuare.

---

<sup>49</sup> Area protetta costituita alla fine degli anni 90 che ha contribuito a frenare le dinamiche di espansione edilizia e di consumo di suolo lungo la fascia tra Roma e il mare.

<sup>50</sup> E' del 1916 il piano urbanistico che ha posto le basi per la nascita di un nucleo residenziale e turistico di Ostia, che veniva inserito nel ventennio fascista nel programma monumentali di espansione della Capitale dell'impero verso il mare, di cui l'EUR rappresentava il quartiere testata. A questi programmi sono seguiti le realizzazioni delle infrastrutture (prima la via del Mare e la ferrovia roma – lido, e in seguito la Cristoforo Colombo) che hanno dato il via allo sviluppo urbano verso il mare, rappresentato fino al secondo dopoguerra solo da nuclei isolati nell'entroterra, i quartieri pubblici dell'INA Casa degli anni 50.

<sup>51</sup> con la variante del 1978 e con la redazione dei piani per il recupero per le cosiddette ex zone 0 e successivi PP dagli anni 90 ad oggi

Di seguito a titolo di esempio della complessità del sistema, alcuni degli strumenti discussi nell'ambito delle CUM:

1. Ex ZONE O perimetrazione su schede
2. nuclei di Edilizia ex abusiva (cd. Toponimi);
3. piani di lottizzazione convenzionata, degli ambiti di trasformazione ordinaria e varianti; –
4. Programmi di riqualificazione urbana e sviluppo sostenibile del territorio (PRUSST) ex D.M. LL.PP. 1998;
5. programma d'area VASta
6. Programmi di Recupero Urbano (PRU) ex art. 11 della Legge 4/12/1993 n. 493;
7. Programmi di Riqualificazione Urbana (PRiU) ex art. 2 della Legge 17/02/1992 n. 179;
8. Programmi Integrati di intervento (Pr.Int.) ex art. 16 della Legge 17/02/1992 n. 179;
9. Programmi Integrati ex L.R.L. 16/06/1997 n. 22;
10. Attuazione delle Centralità Locali;
11. Programmi di riqualificazione degli immobili agricoli (P.R.I.A.).

Il territorio del Municipio X di Roma Capitale è un caso studio rappresentativo in quanto ha subito nel corso degli ultimi 50 anni trasformazioni che hanno contribuito a mutare radicalmente l'assetto dell'intera città e provocato un consumo di suolo consistente, con effetti che si possono valutare e percepire sia a livello metropolitano che locale. Altri settori periferici di Roma hanno subito trasformazioni equiparabili, ma la scelta di utilizzare questo caso studio deriva da diversi fattori legati a:

1. la percezione che i cittadini hanno oggi del consumo di suolo
2. gli effetti del consumo di suolo sul dissesto idraulico e idrogeologico
3. la persistenza di rilevanti valori e potenzialità ambientali ed ecologiche che il territorio offre

Il fenomeno del consumo di suolo rappresentato dall'espansione edilizia si confronta oggi con i temi relativi al rischio idraulico, che ha una ricaduta sulla vita di gran parte degli abitanti del territorio e alla mancata valorizzazione delle risorse ambientali, riconosciute sempre di più come valenze strutturali del territorio: la costa, le spiagge e le dune, il fiume e il sistema di canali della bonifica, le aree agricole, la pinete e le aree verdi nei quartieri, e le aree archeologiche, prima fra tutte Ostia Antica.

L'esito della valutazione che ha riguardato alcuni servizi ecosistemici del X Municipio nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP come caso studio sub nazionale dell'azione iniziale del progetto, ha evidenziato il ruolo fondamentale della presenza di un'area boschiva di 6.000 (Castel Porziano) che ettari rende il X Municipio la riserva di carbonio più rilevante per l'intero territorio romano. Se includiamo anche le zone agricole, situate principalmente nel nord-est, e l'input minimo proveniente dal tessuto urbano a media e bassa densità, si ottiene una stima totale di 1.500.000 tonnellate di carbonio immagazzinato nell'area - distribuito come mostrato nella Figura 65 .

Le aree antropiche – che trattengono meno carbonio di quelle forestali - forniscono un livello inferiore anche di qualità dell'habitat e, allo stesso tempo, generano un deterioramento ambientale lungo i suoi confini sulle altre zone. L'area inferiore nella figura comprende la Pineta di Castel Fusano e la Riserva di Castelporziano, entrambe ricche di vegetazione e attentamente protette dall'influenza umana. La qualità dell'habitat è a livelli molto buoni in questa zona (mappa a sinistra), presentando solo un certo deterioramento lungo i suoi confini, influenzato dalle minacce considerate (mappa destra). Come mostrato nella figura a destra, l'effetto negativo delle

minacce è massimo quando una piccola area naturale è circondata da una zona costruita. Abbinando le classi di utilizzo del suolo e i valori medi agricoli provenienti dal grafico dell'Agenzia delle Entrate - Regione Lazio, area rurale n. 15 "Lido di Roma" - è stato stimato un importo totale di circa 220 Milioni di € per l'intero territorio del X Municipio.

Figura 65

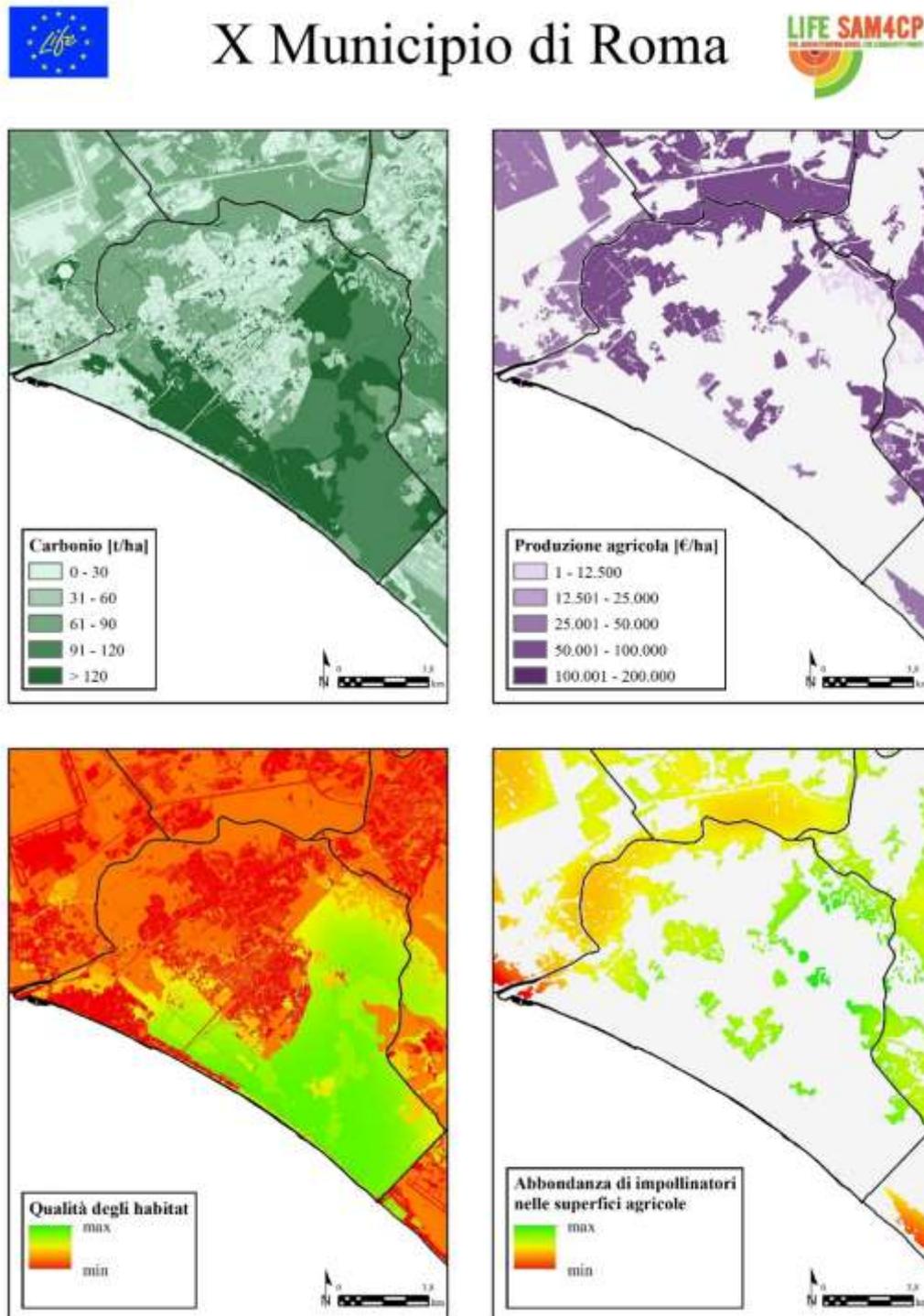


Figura 66 i SE del X Municipio di Roma

In un secondo momento, sempre avviato dall'Assessorato all'urbanistica, è stato avviato il progetto Roma Resiliente, nell'ambito del programma 100 Resilient cities della Fondazione Rockefeller. Questo progetto ha visto coinvolto diversi gruppi di interesse e la comunità scientifica, tra cui anche esperti di ISPRA in tema di consumo di suolo e servizi ecosistemici. La collaborazione ha portato alla partecipazione a diversi workshop e momenti di confronto con gli stakeholders, per la discussione dei diversi aspetti da inserire nella strategia.

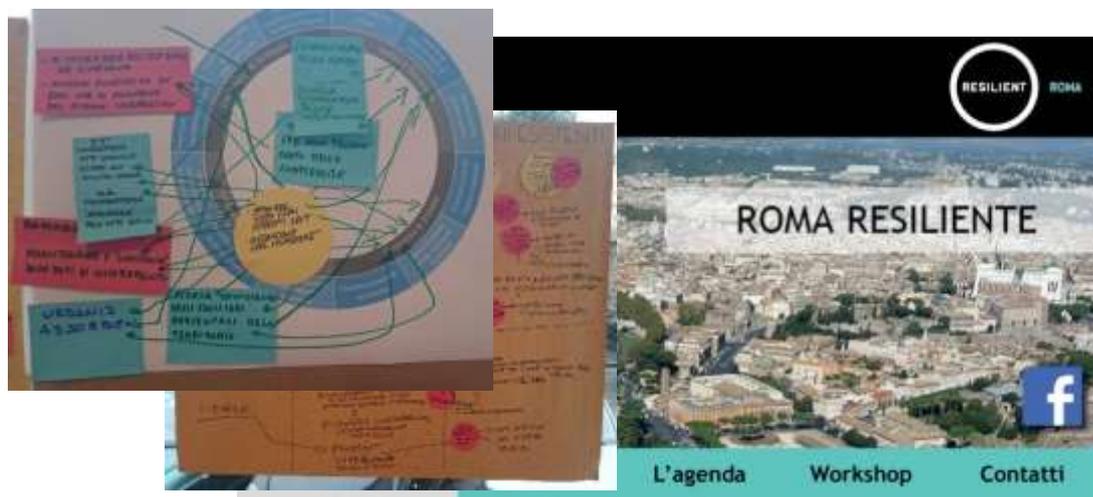


Figura 67 Il progetto Roma Resiliente

Il progetto avviato nel 2013 dalla Fondazione Rockefeller "100 Resilient cities" ha coinvolto nel primo anno 33 città tra le quali Roma. L'approccio utilizzato propone la seguente definizione di resilienza (urbana): "capacity of individuals, communities, institutions, businesses and systems within a city to survive, adapt, and grow no matter what kinds of chronic stresses and acute shocks they experience " e prevede la costruzione di un sistema di relazioni finalizzato a rafforzare le amministrazioni locali attraverso la messa a sistema delle esperienze di 100 città che sono considerate "esempi di resilienza" per la loro capacità di adattamento e trasformazione. Si tratta dunque di un progetto da inquadrare come "rete macro", che connette le città come centri di produzione/causa dei problemi ambientali, sede dei maggiori impatti e allo stesso tempo luogo e motore di trasformazione, con la capacità di tenere insieme sia la dimensione globale che quella locale, in termini di distanza, di tempo e di numero di persone. Più che il valore operativo nei singoli cambiamenti una rete di questo tipo ha sicuramente un grande valore di tipo culturale, poiché avvicina realtà diverse e contribuisce allo scambio di pratiche positive e di iniziative economiche. Tuttavia, per dirla con Indovina, queste reti macro non hanno una grande "forza modificativa" sul territorio, se non sono connesse con il livello "micro", ovvero specifico e locale (F. Indovina, 2005). I servizi ecosistemici possono in questo rappresentare una opportunità per portare una trasformazione reale delle condizioni ambientali e di resilienza del territorio, coniugando limitazione del consumo di suolo, resilienza climatica e trasformazione sociale, se adottati a livello locale.

La forma di partecipazione adottata, con gruppi di discussione e guida alla identificazione delle priorità è simile a quella adottata da altri progetti, ad. Es. LIFE MGN, con pregi e difetti di questo tipo di organizzazione. In particolare, trattandosi di un meccanismo piuttosto complesso progettato a priori per tutte le città partecipanti al programma Rockefeller, le possibilità di adattamento alla realtà locale e di libertà nella definizione delle priorità è stata limitata. Queste iniziative hanno il grande merito di portare l'attenzione delle amministrazioni su temi a volte

difficili perché tecnicamente complessi o distanti, anche nel tempo, offrendo la possibilità di confronto e di maturazione di buone pratiche utili al miglioramento complessivo. Tuttavia, in assenza di un impegno concreto nelle pratiche dell'amministrazione, che metta a sinergia sforzi e risorse, rischia di rimanere una "vetrina" per le buone intenzioni, senza produrre alcun cambiamento effettivo.

Infine si richiama un ulteriore approfondimento avviato in occasione dello studio pilota sul X Municipio e della partecipazione ai lavori del progetto Roma Resiliente, attraverso una prima analisi degli attori del processo decisionale che riguarda i servizi ecosistemici del suolo e le relazioni tra i temi e gli elementi di giustizia ambientale (Davoudi, 2014), a partire dalla analisi della partecipazione alle CUM e al progetto Roma Resiliente ed ai temi principali delle discussioni in tali sedi, di cui si riporta il risultato grafico nelle figure che seguono. Gli attori principali come evidenziato nella figura, sono ancora, per l'Italia, i soggetti pubblici, dalle autorità agli enti di ricerca, con scarsa presenza di soggetti intermedi e società civile variamente organizzata.

Si tratta come è evidente di risultati parziali, che tuttavia sono in grado di evidenziare come per i servizi di approvvigionamento la principale questione sociale riguarda gli aspetti distributivi, che le dimensioni di ineguaglianza prodotte dalle policy riguardano principalmente i servizi di regolazione mentre gli impatti dei diversi comportamenti e le difficoltà di accesso e rappresentanza nelle decisioni riguardano sia i servizi di regolazione che quelli culturali.

Environmental Justice dimensions selected for the case study analysis

**Exposure and access inequalities:** unequal distribution of environmental quality and natural resources availability, connected to a higher vulnerability;

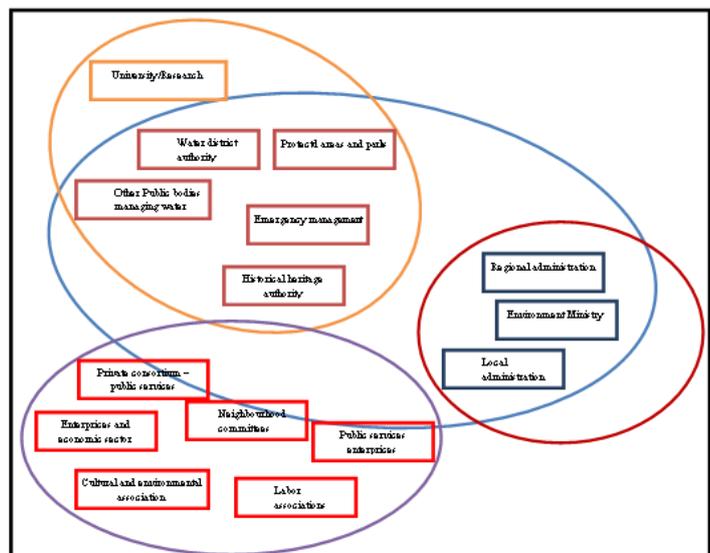
**Policy inequalities:** unequal impacts of environmental policy and regulations, fiscal regulation and economic incentives;

**Impact inequalities:** unequal environmental impact from individuals and groups with different behaviour, life style, education level and different impacts of settlement models on land take and ecosystem services;

**Policy-making inequalities:** unequal access to policy making, in terms of existing and effective participation processes, different perceptions of topic relevance an/or under representation of certain interests or groups.

Figura 68 Analisi degli attori e delle dimensioni di giustizia ambientale nel X municipio di Roma

		Dimensions of environmental justice			
		Exposure and access	Policy	Impact	Policy-making
Ecosystem Services					
Provisioning services	Food production				
	Non-food biomass				
	Reservoir of minerals				
	Fresh water supply				
Regulating services	Water storage				
	Run-off and flood control				
	Pollution attenuation				
	Global Climate				
	Local climate				
	Biodiversity				
	Invasive species				
	Air purification				
Cultural services	Noise control				
	Recreation / Tourism				
	Archives of human history				
	Landscape				
	Education				



#### 5.4.1 La sperimentazione nel progetto SAM4CP e il nuovo progetto "LIFE4soil"

A partire dalle iniziative preliminari sopra descritte è nata la sperimentazione nell'ambito del progetto LIFE SAM4CP, al quale Roma ha aderito come caso pilota esterno, al fine di misurare l'influenza delle trasformazioni del territorio sulle risorse ambientali, ed in particolare quella del consumo di suolo come uno degli effetti delle scelte di pianificazione territoriale.

ISPRA ha promosso questo studio, in cui vengono utilizzati i dati sul consumo di suolo prodotti dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) unitamente alle informazioni del PRG, e le metodologie e gli strumenti di mappatura e valutazione dei servizi ecosistemici sviluppati da ISPRA per il Rapporto sul consumo di suolo e attraverso il progetto SAM4CP.

A seguito della valutazione dei servizi ecosistemici condotta, che viene di seguito descritta e della collaborazione avviata è nato un nuovo progetto LIFE "LIFE4SOIL", di recentissima approvazione (deve ancora tenersi il Kickoff meeting), che coinvolge insieme al comune di Roma, anche ISPRA e altri soggetti coordinati da Legambiente, con l'obiettivo di sostenere politiche attive di tutela della risorsa suolo anche attraverso i servizi ecosistemici.

Proprio la risorsa acqua, identificata dal programma Roma Resiliente come la maggiore questione aperta della capitale e dei suoi territori, è oggetto del caso pilota previsto nel SOIL4LIFE, che riguarda appunto il piano per la permeabilità dei suoli di Roma, basato su analisi di dettaglio del consumo di suolo e dei servizi di regolazione del ciclo delle acque.

#### 5.4.2 La valutazione dei servizi ecosistemici a Roma

Sul tema consumo di suolo Roma purtroppo non fa eccezione e le trasformazioni del territorio capitolino, prodotte in applicazione del Piano regolatore generale (PRG) della città in vigore dal 2008, hanno avuto pesanti ripercussioni sul consumo di suolo e continueranno ad averne per il futuro.

Il Piano Regolatore Generale (PRG) di Roma, la cui prima proposta fu presentata nel lontano 2002 vedendo poi un lungo iter (osservazioni, controdeduzioni, conferenza di copianificazione) prima dell'entrata in vigore del disegno definitivo approvato con la Deliberazione 18 del 12/2/08 del consiglio Comunale, interveniva dopo oltre quarant'anni di attesa, tentando di orientare lo sviluppo della città secondo alcuni principi cardine: orizzonte metropolitano, decentramento e policentrismo, tutela ambientale e del patrimonio storico-culturale, più servizi e funzioni urbane per le periferie, cura del ferro.

Lo scenario di Roma che ne emerge evidenzia l'entità del fenomeno: se già oggi risultano coperti artificialmente 31.594 ettari di suolo (pari al 24,58% del territorio comunale) la previsione al 2030 è di 33.959 ettari (26,42%). In particolare, uno scenario di valutazione del suolo a destinazione fondiaria, come classificato dal piano vigente, mostra che al 2030 la percentuale di consumo di suolo nelle aree così classificate arriverebbe a circa l'80% della loro estensione.

La stima della perdita economica rappresentata da questo consumo di suolo (dal 2012 al 2030), considerando i costi necessari per sostituire quello che il suolo naturale ci fornisce gratuitamente, varia da un minimo di 107 a un massimo di 140 milioni di euro l'anno (mancata produzione di prodotti agricoli, aumento dell'erosione, regolazione delle acque, maggiori costi energetici, etc.). Gran parte di questa perdita è dovuta alla diminuzione di produzione agricola, che costerà al Comune di Roma circa 81 milioni di €, di cui quasi il 17% è dovuto alle aree classificate dal piano regolatore come agro romano.

Lo studio del consumo di suolo a Roma e della perdita conseguente di servizi ecosistemici ha come base il dato cartografico del consumo di suolo prodotto da ISPRA con una risoluzione di 10 m, disponibile con gli aggiornamenti per gli anni 2012, 2015 e anche 2016 grazie all'aggiornamento predisposto per il rapporto SNPA sul consumo di suolo del 2017.

Le informazioni sulle caratteristiche del suolo consumato, per ciascuno degli anni sopracitati, sono state completate con le informazioni della cartografia nazionale della copertura del suolo elaborata tramite un'integrazione dei dati Copernicus 2012 (*High Resolution Layers* e *CORINE Land Cover*) per le aree oggetto delle trasformazioni di copertura da naturale o semi-naturale ad artificiale.

Con lo scopo di individuare gli incrementi futuri di suolo consumato nel Comune di Roma è stato innanzitutto identificato un orizzonte temporale di riferimento per la piena applicazione del piano, che viene posto al 2030 anche in coerenza con il raggiungimento di obiettivi nazionali ed internazionali (in particolare il Patto di Amsterdam sulla Agenda urbana europea, la New Urban Agenda di Quito e i Sustainable Development Goals – SDGs – dell'Agenda 2030 dell'Onu).

La cartografia del consumo di suolo è stata dunque confrontata con la cartografia vettoriale del Piano regolatore generale di Roma, sulla base di una griglia a 10 metri di lato, al fine di avere dati omogenei e poter esaminare alcune classi di aree, come identificate dal piano del 2008, che sono considerate significative per rappresentare le principali dinamiche del consumo di suolo. In particolare, si tratta delle edificazioni (nel fondiario), sia in caso di nuova costruzione o di completamento dei sistemi esistenti, ovvero di aree destinate alla realizzazione delle infrastrutture per la mobilità, in particolare le strade, a cui si aggiungono le aree dell'agro romano, anch'esse oggetto di trasformazioni pianificate o comunque possibili, che producono consumo di suolo in aree agricole.

Fondiario - Come primo elemento di stima, l'analisi del sistema insediativo ha riguardato esclusivamente la "città della trasformazione" ovvero "quella parte di città di nuovo impianto, destinata a soddisfare esigenze insediative, di servizi ed attrezzature di livello locale, urbano e metropolitano ed a costituire nuove opportunità di qualificazione dei contesti urbani e periurbani". Si considera in questa fase che il sistema insediativo nel centro storico e nelle aree urbane consolidate ha in larga misura già consumato la maggior parte del suolo disponibile e che gli incrementi, che pur andranno monitorati, in questa prima stima possano essere trascurati.

Al fine di fornire una previsione del possibile consumo di suolo legato alla piena attuazione del piano, sono stati selezionati i poligoni classificati nella cartografia digitale come "Sistema insediativo - Città della trasformazione - ... - Fondiario"<sup>52</sup>. Tra questi, sono stati esclusi quelli corrispondenti alle previsioni già attuate al 2016. Si tenga presente che al 2016 risultano già consumati oltre il 50% (3.300 ha) dei 5.865 ha classificati come fondiario dal PRG.

A tal fine vengono esclusi i poligoni che al 2016 presentavano una copertura di suolo già consumato superiore al 50% della superficie totale. In questi infatti è ragionevole ritenere che le previsioni di edificazione siano già state attuate per la maggior parte e ai fini della presente valutazione si può assumere che non vi sarà ulteriore consumo di suolo. Nei restanti poligoni, ovvero quelli con copertura di suolo consumato inferiore o uguale al 50%, si prevede che si concentrino le previsioni di edificazione ancora da realizzare. Per queste aree si assume al 2030 con una copertura artificiale al 100%. Lo scenario considera, quindi, la quantità di suolo che

---

<sup>52</sup> Sistema insediativo - Città della trasformazione - Ambiti a pianificazione particolareggiata definita - Fondiario; Sistema insediativo - Città della trasformazione - Ambiti di trasformazione ordinaria prevalentemente residenziali - Fondiario

potrebbe essere realmente consumato in futuro, trascurando il consumo di suolo relativo ai poligoni del primo gruppo che compensa l'eventuale sovrastima del consumo nel secondo gruppo.

Rispetto ai 3.300 ha classificati come fondiario e già consumati al 2016, la stima prodotta indica un incremento di 1.434 ha di suolo consumato dal 2016 al 2030, che porterebbe la percentuale di consumo nelle aree così classificate a circa l'80%, che è in linea con la percentuale di copertura artificiale associata all'urbanizzato consolidato.

Strade - Un analogo procedimento ha riguardato il consumo di suolo che potrà essere associato alla realizzazione o al completamento delle strade. Tra i poligoni associati alle strade, sempre attraverso la selezione per classi<sup>53</sup>, sono stati selezionati i poligoni da associare a interventi già realizzati, che vengono esclusi. In questo caso è stata utilizzata una percentuale di soglia più bassa rispetto a quella utilizzata per il fondiario, del 30% invece che al 50%, per tenere conto dei maggiori errori nella restituzione degli elementi lineari prodotti dal processo di rasterizzazione.

In questo caso l'incremento di suolo consumato stimato è pari a 581 ha dal 2016 al 2030.

Agro romano - La valutazione dell'agro romano è stata effettuata con un diverso criterio, poiché non vi sono interventi pianificati o programmati ma una serie di possibili interventi di trasformazione che per la storia evolutiva del territorio possono ragionevolmente essere considerati di probabile esecuzione. Il trend di consumo di suolo in aree classificate come "agro romano"<sup>54</sup> dal 2012 al 2016 è stato considerato come riferimento ed esteso al 2030. La stima di incremento di suolo consumato è risultata in questo caso pari a 350 ha dal 2016 al 2030.

---

<sup>53</sup> *Ambiti di riserva - Ambiti di riserva a trasformabilità vincolata / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema ambientale - Aree naturali protette - Parchi istituiti e tenuta di Castel Porziano / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema ambientale - Aree naturali protette - Parchi istituiti e tenuta di Castel Porziano / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade / Sistema ambientale - Aree naturali protette - Parchi istituiti e tenuta di Castel Porziano; Sistema insediativo - Città consolidata - Programmi Integrati / Progetti strutturanti - Centralità locali - Spazi pubblici da riqualificare / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Città consolidata - Programmi Integrati / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Città da ristrutturare - Nuclei di edilizia ex- abusiva da recuperare / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Città da ristrutturare - Programmi integrati - Spazi pubblici da riqualificare / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Città da ristrutturare - Programmi integrati prevalentemente per attività / Centralità locali - Spazi pubblici da riqualificare / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Città della trasformazione - Ambiti a pianificazione particolareggiata definita / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Città della trasformazione - Programmi integrati prevalentemente per attività / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Città storica - Ambiti di valorizzazione / Progetti strutturanti - Centralità locali - Spazi pubblici da riqualificare / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Progetti strutturanti - Centralità locali - Spazi pubblici da riqualificare / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade; Sistema insediativo - Progetti strutturanti - Centralità locali / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade / Progetti strutturanti - Centralità locali; Sistema insediativo - Progetti strutturanti - Centralità urbane e metropolitana a pianificazione definita / Sistema dei servizi e delle infrastrutture - Infrastrutture per la mobilità - Strade.*

<sup>54</sup> *Ambiti di riserva - Ambiti di riserva a trasformabilità vincolata / Sistema ambientale - Agro Romano - Aree agricole;*

*Sistema ambientale - Agro Romano - Aree agricole;*

*Sistema insediativo - Città della trasformazione - Ambiti a pianificazione particolareggiata definita / Sistema ambientale - Agro Romano - Aree agricole;*

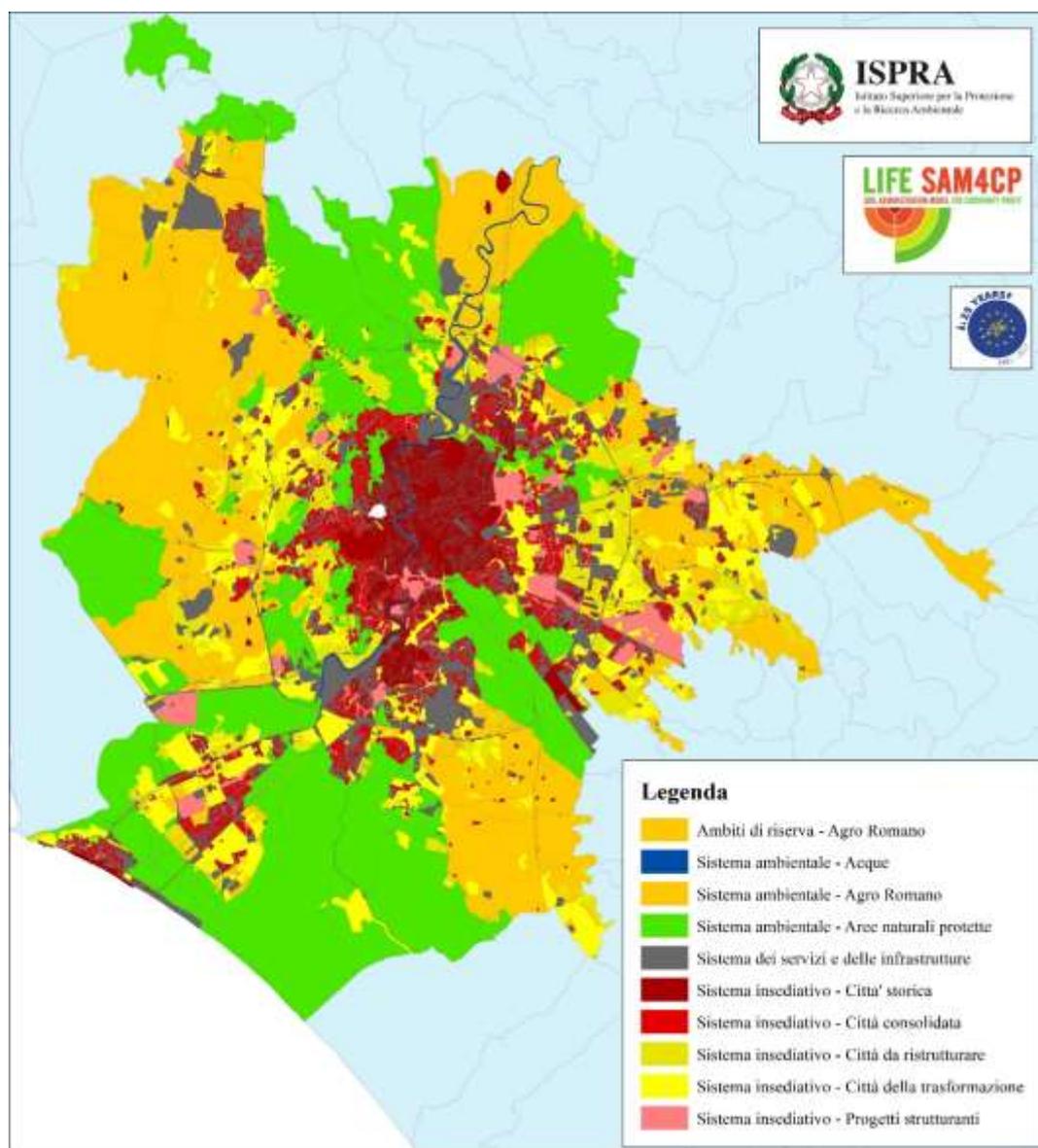
*Sistema insediativo - Progetti strutturanti - Centralità locali / Sistema ambientale - Agro Romano - Aree agricole*

Tabella 51 Consumo di suolo a Roma rispetto allo scenario 2030

	2012	2015	2016	2030
<b>Suolo consumato (ha)</b>	31.064	31.540	31.594	33.959
<b>Suolo consumato (%)</b>	24,17	24,54	24,58	26,42
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	2012 - 2030
<b>Incremento (ha)</b>	476	54	2.365	2.895
<b>Incremento annuo (ha)</b>	159	54	169	161
<b>Incremento (%)</b>	1,53	0,17	7,49	9,32

Nel contesto di un territorio nazionale che continua a vedere notevoli incrementi di suolo consumato, seppure con tassi decrescenti nel 2016 rispetto agli anni precedenti, l'aumento costante di copertura artificiale che interessa la Capitale dal dopoguerra ad oggi non è destinato a interrompersi.

Tabella 52 tipologia di aree nel territorio comunale



La stima dei servizi ecosistemici è stata effettuata utilizzando la metodologia proposta nel rapporto ISPRA 2016 “Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici”, con l’aggiornamento di alcuni dati. Lo scenario ipotizzato derivante dall’attuazione del PRG di Roma ha evidenziato che le previsioni del piano porteranno, nel caso in cui venissero attuate quantomeno quelle considerate nello studio, a un aumento del suolo consumato di due punti percentuali, il 9,3% in più rispetto al 2012, arrivando a coprire artificialmente oltre il 26,4% del territorio comunale.

La stima utilizzata in questo studio è cautelativa poiché non sono state prese in considerazione altre trasformazioni pure previste dal PRG quali quelle in aree destinate a servizi, pubblici e privati, alle infrastrutture tecnologiche, agli interventi relativi alla città da ristrutturare e consolidata, etc., di conseguenza i valori complessivi della reale attuazione saranno probabilmente maggiori di quelli qui stimati.

Anche la valutazione economica dei servizi ecosistemici è cautelativa, considerando solo una parte del totale dei servizi forniti da un suolo non artificiale. La stima del valore economico della perdita annuale di servizi ecosistemici dovuta al consumo di suolo, nel periodo dal 2012 al 2030, varia da un minimo di 107 a un massimo di 140 milioni di euro.

Gran parte della perdita economica di servizi ecosistemici nel Comune di Roma è dovuta alla diminuzione di produzione agricola. La cifra si aggira infatti intorno agli 81 mln di euro e quasi il 17% si concentra nelle aree classificate dal piano regolatore generale come agro romano.

Inoltre, l’eliminazione delle aree naturali e seminaturali a favore di quelle urbane, porta al mancato stoccaggio di circa 175 mila tonnellate di carbonio (pari a circa 650 mila tonnellate di CO<sub>2</sub>) che vengono quindi emesse in atmosfera. Il carbonio è stato valutato economicamente applicando il costo sociale e il prezzo di mercato. La forchetta considerata varia quindi tra i 2 e i 19 milioni di euro. È necessario sottolineare che nella stima non vengono considerate le emissioni generate dalle aree industriali, dall’incremento dell’utilizzo di trasporti pubblici o privati dovuto all’espansione urbana, delle emissioni delle abitazioni, etc.

Una notevole rilevanza ha anche il fenomeno dell’isola di calore urbana che con le superfici artificiali che si espandono, aumenta i suoi effetti. Per la regolazione del microclima è stata effettuata una stima in base a valutazioni empiriche e ricerche bibliografiche. Si stima una temperatura estiva media più elevata di 0,089 °C nel periodo di riferimento. Questo porta a un aumento stimato dei costi per la termoregolazione delle abitazioni che oscilla tra i 3 e gli 11 milioni di euro l’anno (come descritto nel rapporto sul consumo di suolo 2016, il prezzo varia a seconda delle ore di utilizzo dei condizionatori ipotizzate per la stima).

Il terreno impermeabile rende inefficace la funzione di infiltrazione dell’acqua che influisce sul deflusso superficiale. Stimando un costo di sostituzione pari a 6.500 € per ha per anno, come proposto nel rapporto ISPRA, si raggiunge una cifra pari a quasi 19 mln di euro l’anno.

I valori economici delle perdite dovute alla diminuzione della qualità degli habitat e al servizio di impollinazione sono risultati nettamente inferiori rispetto agli altri per la difficile interpretazione e generalizzazione dei fenomeni e per la mancanza di dati economici specifici e perché la gran parte del consumo di suolo previsto coinvolge habitat già in parte compromessi dalle infrastrutture e dall’edificato esistente.

I costi completi, divisi per periodo considerato e per servizio ecosistemico, sono descritti nella tabella seguente (milioni di euro per anno).

Tabella 53 Stima dei SE per Roma - scenario 2030

<b>PRODUZIONE AGRICOLA</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
[mln €]	-11,29	-0,90	-55,67	-13,67	-81,52
<b>STOCCAGGIO DI CARBONIO</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
Minimo [mln €]	-0,32	-0,03	-1,44	-0,29	-2,08
Media [mln €]	-1,61	-0,16	-7,25	-1,46	-10,48
Massimo [mln €]	-2,91	-0,29	-13,06	-2,62	-18,88
<b>QUALITÀ DEGLI HABITAT</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
[mln €]	-0,01	0,00	-0,06	-0,01	-0,08
<b>IMPOLLINAZIONE</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
Minimo [mln €]	-0,04	0,00	-0,23	-0,04	-0,31
Media [mln €]	-0,05	-0,01	-0,27	-0,04	-0,36
Massimo [mln €]	-0,06	-0,01	-0,30	-0,05	-0,41
<b>MITIGAZIONE DELL'EROSIONE</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
Minimo [mln €]	-0,23	-0,04	-1,06	-0,16	-1,50
Media [mln €]	-0,77	-0,15	-3,55	-0,55	-5,03
Massimo [mln €]	-1,31	-0,26	-6,05	-0,94	-8,55
<b>INFILTRAZIONE DELL'ACQUA</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
[mln €]	-3,09	-0,35	-13,10	-2,28	-18,82
<b>REGOLAZIONE DEL MICROCLIMA</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
Minimo [mln €]	-0,47	-0,05	-1,99	-0,31	-2,83
Media [mln €]	-1,18	-0,13	-4,98	-0,77	-7,07
Massimo [mln €]	-1,88	-0,22	-7,98	-1,23	-11,31
<b>TOTALE</b>					
	2012 - 2015	2015 - 2016	2016 - 2030	Agro romano	2012 - 2030
Minimo [mln €]	-15,46	-1,38	-73,55	-16,75	-107,14
Media [mln €]	-18,00	-1,70	-84,88	-18,77	-123,36
Massimo [mln €]	-20,55	-2,02	-96,22	-20,79	-139,58

#### 5.4.3 Una procedura in itinere

Il Comune di Roma è un sistema complesso, ed il piano vigente, nonostante molte critiche, ancora non è oggetto di procedure di variante formalmente proposte. Con l'obiettivo di "tenersi pronti" per una VAS del PRG di Roma, anche al fine di esaminare il contesto decisionale, sono stati comunque utili i diversi progetti ed iniziative svolte in collaborazione con ISPRA in questi anni e i si augura lo siano anche i progetti in corso.

In particolare, dalle prime indagini svolte nell'ambito delle conferenze municipali e del programma Resilience, si è poi passati ad una analisi di maggior dettaglio sui contenuti del piano vigente e su alcune indicazioni per le future revisioni che nascono dall'esperienza dei tecnici dell'amministrazione. In particolare, in collaborazione con gli uffici competenti del comune è stata effettuata la scelta di quali previsioni considerare tra quelle non attuate del vigente piano regolatore, incredibilmente complesso e gravato da numerose procedure a vario stadio di evoluzione, al fine di inserirle nella VAL SE come scenario di riferimento.

Sulla base di questi confronti, è stato possibile costruire alcune risposte, che negli altri casi sono contenute nella documentazione per le VAS.

Caratterizzazione territoriale	dimensione territoriale, n. abitanti, periodo di riferimento, dati sul consumo di suolo (stato e trend).	Comune di dimensioni molto grandi, con consumo di suolo sostenuto negli ultimi anni ma mediamente non alto, data la grande estensione del comune e la presenza di VASte aree agricole
Caratterizzazione metodologica della VALSE  Serve per rispondere alla domanda: Analisi per la VAS utilizza i SE? Le analisi specifiche sono entrante nella conferenza di pianificazione?	Analisi del livello e dei criteri di valutazione dei SE adottata e delle fasi in cui è stata adottata	Con riferimento alla valutazione già effettuata come pilota nel SAMCP: Analisi dei SE correttamente svolta a scala locale, sulla base del dettaglio dell'uso del suolo e della copertura grazie ad approfondimento di ISPRA su dati PRG, con parametri forniti da ISPRA per la scala nazionale.  In assenza di una strategia formata, la valutazione è servita per animare una discussione preliminare sui valori ecosistemici del territorio e utilizzata come base per alcune scelte progettuali da cui è nato il LIFE4SOIL.
Caratterizzazione ambientale	Il CS netto è aumentato? In che % rispetto all'attuale?	Il confronto in questo caso viene fatto con il vigente PRG: si
Serve per rispondere alla domanda: i risultati ambientali del piano sono congruenti con gli obiettivi	I SE sono aumentati o diminuiti?	diminuiti
	Quali SE sono diminuiti?	In particolare, la produzione agricola e l'infiltrazione dell'acqua

strategici posti? la VAL SE è stata efficace per la limitazione del consumo di suolo?	Quali interventi di mitigazione o compensazione previsti su questi SE?	Piano per la permeabilità dei suoli
	Ci sono state richieste di modifica, integrazione o compensazione nell'ambito della procedura?	n.a.
<p>Caratterizzazione procedurale</p> <p>Serve per rispondere alla domanda: è stato modificato il contesto decisionale?</p>	Il contesto decisionale (tipo di procedura) e le fasi in cui il processo è divisibile.	<p>Valutazioni ambientali preliminari alla definizione di nuovi assetti del territorio.</p> <p>Progettazione europea per promuovere la sensibilizzazione LIFE4SOIL, che si unisce ad altre iniziative tra le quali linee guida per la forestazione urbana progetto TURAS, PAESC, Dichiarazione di Roma 2018, contratto di fiume Tevere, etc.</p>
	Definizione delle condizioni di partenza e degli obiettivi del promotore: Livello di CS; stato dei SE; Obiettivi della trasformazione indicati nella variante	<p>CS e SE</p> <p>Obiettivi Life4Soil generali: adoption of the Charter of Principles for Sustainable Soil Use by at least 12 regional and municipal authorities; adaptation of the tool made within the LIFE SAM4CP project for the Municipalities of Rome and Milan. Per Roma i risultati attesi specifici sono:</p> <p>establishment of a special office for the protection of soil; adoption of the Municipal Plan for</p> <p>permeability; amendment of the General Building Regulation of the City of Rome.</p>
	Contenuto della decisione e gli oggetti della VALSE (intero piano o stralcio di porzione di territorio comunale principali aspetti o temi introdotti)	<p>Intero piano per la parte relativa al consumo di suolo.</p> <p>Stralcio tematico per l'intero territorio comunale relativo</p>

		alla permeabilità dei suoli
	Identificazione degli ostacoli principali	
	Cronologia del processo	
	Gli attori del processo (anche in confronto rispetto alle precedenti varianti) in termini di tipologia di attori, risorse mobilitate, ruolo nell'interazione;	Comune, Roma Capitale e i diversi dipartimenti dell'amministrazione con forte caratterizzazione tematica Grandi associazioni (Legambiente) Comunità scientifica Situazione magmatica, non emerge un'unica chiara strategia né specifici gruppi di stakeholders coinvolti

## 6 Discussione

### 6.1 Limiti della valutazione dei servizi (soprattutto di quella economica) e raccomandazioni per lo sviluppo della ricerca

Nell'ultimo simposio del NATCAP project (2018), una delle sessioni era dedicata ai i limiti chiave per il miglioramento futuro, in relazione ai valori che sfuggono all'attuale protocollo di valutazione alla base dei modelli InVEST. Si tratta dei valori relativi alla funzione complessiva dell'ecosistema, alla resilienza o il valore "intrinseco" della natura, che tendono ad essere del tutto nascosti o mancanti.

Dalla consultazione pubblica relativa al Protocollo effettuata, erano infatti emerse preoccupazioni sul fatto che la biodiversità e il suo rapporto con il capitale naturale non fossero sufficientemente rappresentati, che non si prestasse sufficiente attenzione ai valori non finanziari e che, in definitiva, le organizzazioni, sia private che pubbliche, avrebbero non solo faticato a gestire gli aspetti non monetizzati ma addirittura a riconoscere impatti e relazioni con la biodiversità.

Questa stessa preoccupazione è emersa dal tavolo di discussione sulle metodologie di valutazione dei SE avviato dall'ISPRA nell'ambito della produzione del Rapporto sul consumo di suolo 2018.

Si tratta di una iniziativa volta a consolidare e aggiornare la metodologia utilizzata per l'analisi, la mappatura e la valutazione e ad assicurare un confronto tecnico e scientifico sui limiti e sulle assunzioni poste, avendo come obiettivo per il futuro lo sviluppo di una metodologia da adottare formalmente nell'ambito delle attività del SNPA sulla valutazione dei servizi ecosistemici legati alle variazioni di copertura del suolo. A tal fine sono stati coinvolti rappresentanti di diverse università e centri di ricerca, e rappresentanti delle Agenzie di protezione ambientale regionali.

La principale limitazione da porre alla valutazione dei servizi ecosistemici, in particolare quella economica, riguarda la capacità di rappresentare efficacemente gli effetti ambientali e sociali della perdita di capitale naturale.

Tutta la costruzione della VALSE ha come obiettivo di fondo quello di migliorare la comprensione del valore della natura e facilitare le scelte per la conservazione della biodiversità. Tuttavia la rappresentazione economica, spesso effettuata attraverso il costo di sostituzione di un servizio, corre il rischio di venire utilizzata impropriamente come “prezzo della risorsa” in uno scambio di mercato o in uno scenario di pianificazione che prevede consumo di risorse naturali, con la conseguenza di mascherare con enorme sottovalutazione il valore della risorsa ambientale che lo fornisce.

Di conseguenza, è indispensabile ricondurre l’utilizzo dei risultati di questo tipo di valutazioni agli scopi per cui è nata, del tutto differenti dall’utilizzo nel mercato delle risorse ovvero nell’ambito di negoziazioni sulle compensazioni ambientali.

Una delle questioni più scottanti, quando si propone una metodologia di valutazione ambientale, riguarda infatti l’uso che verosimilmente può esserne fatto. Per la risorsa suolo, questo riguarda soprattutto l’ambito delle mitigazioni e compensazioni ambientali, che è parte della prassi di pianificazione e programmazione del territorio, al fine di evitare la logica opportunistica che dice “se è sostituibile basta pagare”.

La riflessione sui confini delle compensazioni è stata impostata più di venti anni fa con la discussione sulla differenza tra sostenibilità “forte” e “debole” e sull’individuazione del capitale naturale critico (Turner et al., 1996). In 20 anni tuttavia la sostenibilità è diventato uno slogan vuoto, bypassabile se non la si riporta a quello che è in origine la sostenibilità (forte), che implica che una parte di stock aggregato di risorse non possa essere scambiato perché generatore di funzionalità ecosistemica e di ben-essere. La reversibilità (degli effetti del consumo) o la sostituibilità di un servizio è difficilmente coniugabile con la responsabilità verso l’integrità della risorsa, che sarebbe il vero approccio cui tendere, attraverso questa più rigorosa interpretazione della sostenibilità.

Ad esempio, la artificializzazione di una porzione di suolo naturale o agricolo può essere “compensata” solo per una parte dal ripristino delle funzioni naturali di un suolo precedentemente artificiale. E questo avviene eliminando la copertura, decontaminandolo, favorendo la ripresa delle funzioni ecologiche, ovvero con un processo che ha bisogno di tempo, perciò mentre la perdita si verifica per intero ed oggi, la compensazione sarà effettiva solo per una parte e dopo molti anni.

Nel proporre metodologie di valutazione dei servizi ecosistemici, dobbiamo porre attenzione dunque a che i valori dei flussi dei servizi non diventino, tramite scambi e compensazioni, i surrogati di stock non ricostituibili per risorse non rinnovabili o rinnovabili su lungo tempo e che quindi le sostituzioni coprano perdite nette di valori veri. In particolare, la quantificazione economica dei servizi persi suscita sempre il sospetto che, per quanto alta sia la cifra, ci potrà essere sempre chi è disposto a pagarla pur di godere del subito a scapito delle future generazioni.

Lo sforzo deve dunque essere trovare (e far rispettare) i limiti di usabilità degli ecosistemi alle diverse scale, nello spazio e nel tempo, partendo dal fatto che le funzioni ecosistemiche/SE non sono tutte uguali e ricondurre le valutazioni dei servizi soprattutto quelle economiche all’interno di un quadro di riferimento che ponga fortemente la priorità della conservazione.

Non dovrebbero dunque essere accettati metodi che utilizzano impatti cumulativi, attraverso indicatori totali o multisistema, senza distinguere tra servizi e tra risorse interessate. Tantomeno sono accettabili approcci semplificati che definiscono “livelli di consumo o di compensazione”,

mascherando in modo non trasparente la complessità ecosistemica, per trasformare il suolo ed i suoi servizi in merce.

Il fatto che un suolo perda per SEMPRE la sua produttività o la sua capacità di stoccare carbonio è gravissimo innanzitutto per quel 'PER SEMPRE' che si aggiunge (accumulazione degli effetti) ad altri effetti. Se la perdita del servizio potenziale la spaliamo sull'asse dei tempi è probabile che la si mitighi e la percezione di chi deve decidere è che si è 'consumato poco' in fondo. E perderà di vista il PER SEMPRE.

La cosa sta accadendo già da tempo nelle diverse leggi di tutela del suolo che tendono a mitigare gli effetti, spalmandoli su archi temporali o spaziali più ampi e rendendo meno "visibile" l'impatto reale.

Inoltre, sta accadendo anche nella applicazione dei servizi ecosistemici, che si sostenga che se un servizio è economicamente valutabile allora è possibile pagare per la compensazione. Lo sforzo sulla 'monetizzazione' dei servizi ecosistemici, rischia dunque di ottenere l'effetto opposto a quello progettato, che era di sensibilizzare il decisore sul valore delle risorse ambientali. Alcune proposte suggeriscono addirittura di distinguere i suoli per "vocazione ambientale". Il rischio è che questa classificazione sia utilizzata per identificare i suoli destinati a diventare "potenziali bacini di compensazione ambientale" dunque sacrificabili apriori.

Lo ha sottolineato perfino Papa Francesco, nella laudato sì, avvertendo del pericolo sottotraccia: "quando si parla di "uso sostenibile" bisogna sempre introdurre una considerazione sulla capacità di rigenerazione di ogni ecosistema nei suoi diversi settori e aspetti (pt. 140)".

Il tema servizi ecosistemici esige dunque una premessa, che lo metta indubitabilmente al riparo da ogni manomissione. Come assicurare che le valutazioni rispondano in misura robusta ai principi di responsabilità ecologia e ambientale?

Non basta assicurare la rigosità scientifica del metodo, la trasparenza e la chiarezza nell'applicazione e nei dati che vengono utilizzati. E' necessario interrogarsi sull'aspetto percettivo, ovvero cosa 'leggono' gli utenti. Che sono i decisori e il pubblico generale. Partendo dal presupposto che la malizia sia negli occhi di chi guarda, anziché limitarsi a criticare i diversi metodi o i cattivi consiglieri o ancora i pessimi decisori, finendo per abbandonare un metodo o un paradigma per sostituirlo con un altro che sarà anch'esso distorto, è opportuno lavorare sulla percezione che il pubblico ed il decisore hanno del problema.

Il decisore, se arriva al governo del suolo con l'idea già formata di opere da realizzare, troverà sempre qualcuno disposto a giustificarne la bontà ambientale con qualche calcolo adattato. Deve essere considerato il primo anello della catena, non l'ultimo. La domanda da porsi è dunque chi suggerisce il decisore?

In primo luogo, va osservata e risolta l'incapacità della disciplina urbanistica di occuparsi dei temi della scarsità di risorse economiche, ambientali e sociali, della città contemporanee. Il piano urbanistico, infatti, non ha integrato gli strumenti necessari per supportare corrette procedure di valutazione ambientale delle nuove trasformazioni urbane, in particolare di quell'insieme complesso di problematiche e dimensioni relativo alla limitazione (e solo se del caso) compensazione del consumo di suolo. Non ha giovato la frammentazione di competenze che ha caratterizzato l'Italia né la confusione portata dalla riforma delle province e città metropolitane.

In secondo luogo, c'è un problema culturale nel mondo tecnico e scientifico. Alla comunità scientifica preoccupata della conservazione ecologica e agli organi di tutela ambientale (e questa è

la posizione dell'ISPRA e dell'ARPA) interessa conoscere le funzioni del suolo per migliorarle, tutelarle e lasciarle disponibili per il futuro. Al contempo interessa rendere possibili le decisioni e limitare i danni prodotti dalla non gestione della problematica (come dimostra l'esperienza dell'abusivismo) anche attraverso metodologie innovative.

C'è tuttavia uno strisciante filone applicativo-culturale, che sostiene, ancora, che il consumo di suolo può proseguire, basta compensarlo. In assenza di un chiaro quadro normativo, infatti, iniziano ad essere proposte in maniera disordinata analisi di tipo funzionale, destinate a proceduralizzare mitigazioni e compensazioni e solo raramente ad evitare il consumo di suolo. Si tratta di metodologie che utilizzano valutazioni multidimensionali, multicriteri o olistiche che dir si voglia, inclusa quella che adotta i SE come strumento di analisi, distorcendone le finalità originale e piegandole a esigenze giustificative del nuovo consumo di suolo. E' un problema culturale e di conflitto d'interesse, che va riconosciuto e affrontato.

Infine, l'opinione pubblica, intesa non solo come pubblico ma anche come il magma di informazioni e notizie in cui il decisore è immerso, deve essere considerata come problema ambientale, poiché determina il modo di pensare del decisore. Nonostante sia ormai piuttosto diffuso il termine consumo di suolo, ci sono ancora molte zone d'ombra, e il pubblico è per lo più ignaro. E' necessario perciò continuare lo sforzo di comunicazione e mantenere alta l'attenzione sulla correttezza scientifica e di coerenza con gli obiettivi delle valutazioni che verranno proposte per il futuro. In questo senso la comunità scientifica deve assumersi il ruolo di sentinella.

A tal fine, a costo di ripetere l'ovvio, è bene ricordare sempre come premessa per il decisore e pure per il pianificatore che:

1. Il suolo è una risorsa NON rinnovabile.
2. MAI, il consumo di risorsa è scambiabile con realizzazioni di miglioramento ambientale. Solo il ripristino della risorsa può, e solo parzialmente, compensarne la perdita.
3. COMPENSARE è come un indennizzo per la morte di un parente, non te lo restituisce in vita, perciò deve essere solo una estrema ratio.
4. E' possibile e conveniente trasformare il territorio a consumo di suolo ZERO

In attesa di una legge, occorre inoltre ricordare sempre al legislatore che

- Si dovrebbero eliminare definitivamente i suoli naturali e seminaturali, inclusi quelli agricoli, dai meccanismi di compensazione
- E' necessario incentivare il miglioramento ambientale delle aree degradate, altrimenti non sarà mai fatto, ma impedendo che sia utilizzato come compensazione degli impatti determinati dal consumo di suolo altrove.
- E' necessario indennizzare chi si cura delle funzioni naturali del suolo, come gestore o proprietario.

## 6.2 Applicazioni e limitazioni delle metodologie analizzate

La valutazione dei servi ecosistemici del suolo, persi a seguito delle urbanizzazioni, oltre a fornire una stima delle perdite economiche conseguenti, rende maggiormente consapevoli i decisori dei valori in campo e permette entro certi limiti anche di "giustificare" e dimensionare gli interventi compensativi.

Le prime applicazioni di tali metodologie hanno però evidenziato alcune criticità che potrebbero portare ad una distorsione dello strumento. Tali metodologie risultano infatti abbastanza

complesse e, se messe a disposizione di professionisti non sufficientemente attenti o competenti, rischieranno di portare a risultati completamente inattendibili.

Dall'analisi preliminare delle diverse esperienze presenti in letteratura relative alla metodologia della VALSE, sono emerse due questioni specifiche:

- a. L'uso di tecniche di VAL-SE può contribuire a produrre "usable knowledge" rispetto ai valori ambientali e sociali del suolo non consumato non rappresentati nel processo decisionale? Ovvero:
- b. Una migliore conoscenza dei valori ambientali e sociali del suolo non consumato può favorire il rafforzamento di soggettività esistenti e/o la formazione di nuove soggettività capaci di rappresentare quei valori nel processo decisionale?

L'analisi della metodologia e delle sue applicazioni ha fatto emergere che si tratta di una metodologia potente ma che investe una complessità di dimensioni di carattere metodologico, procedurale, normativo e politico. Al fine di evidenziare vantaggi e svantaggi del metodo, si discute qui il risultato dell'analisi dei diversi casi studio con riferimento ad entrambe le questioni poste, ovvero rispetto alla VALSE come strumento per una lettura dei valori e dei costi ambientali e sociali del suolo, e all'analisi del contesto decisionale e del processo di pianificazione.

Di seguito vengono riportate e discusse le principali osservazioni presentate nell'ambito delle procedure e valutazioni dei diversi casi studio considerati.

**Tabella 54** Principali evidenze dai casi studio

Elementi dell'analisi della decisione	BRUINO	CHIERI	NONE	SOS4LIFE San Lazzaro	ROMANO DI LOMBARDIA	ROMA
Quale livello decisionale è stato adottato?	Piano non generale	Piano non generale	Piano non generale	Piano generale +singolo intervento	Piano generale	Strategie, linee guida, piani tematici di scala comunale
I risultati ambientali del piano sono congruenti con gli obiettivi posti sul consumo di suolo?	no	no	no	no	no	n.d.
È stato modificato il contesto decisionale?	Solo parzialmente	Solo parzialmente	Solo parzialmente	n.d.	Solo parzialmente	n.d.
la VAL SE è stata efficace per la limitazione del consumo di suolo?	no	no	no	no	no	n.d.

Questo primo confronto consente di osservare che la VALSE è allo stesso tempo uno strumento di lettura efficace, capace di integrare i diversi aspetti tematici e disciplinari coinvolti nelle analisi per la trasformazione territoriale, per di più con modalità scalabili ai diversi livelli, e al contempo è in grado di rappresentare e sintetizzare per il pubblico i valori del suolo e della naturalità, ed i costi associati alla loro eventuale perdita.

Come emerso anche dall'analisi dei VASriferimenti di letteratura, non è ancora una metodologia consolidata a tal punto da avere riferimenti a norme o procedure condivise. Ciò si evidenzia anche dalle esperienze analizzate. E' uno strumento ancora "giovane", le cui applicazioni possono essere anche molto differenti sia per metodologia che per oggetto d'indagine, e che potrebbero

consentire anche distorsioni rilevanti in assenza di un riferimento metodologico più solido a scala sovraordinata utilizzabile nel processo valutativo e decisionale. E' un percorso in crescita, come evidenzia la evoluzione dal caso di Bruino a quello di None, tra i quali le diverse obiezioni e difficoltà di percorso hanno reso la documentazione di None più completa.

In primo luogo, la questione della monetizzazione. In un'ottica di sostenibilità forte, dobbiamo considerare il bilanciamento tra i SE tra loro e nel loro insieme rispetto alle trasformazioni del territorio come strumento di analisi del beneficio per gli esseri umani, non come definizione del prezzo o della soglia di consumabilità delle risorse ambientali. Lo sforzo di traduzione in moneta rischia di alimentare un possibile mercato di scambio (Pileri et al 2018 in ISPRA 2018). A fronte dell'impiego da parte di tutto il mondo tecnico-scientifico e, più recentemente, anche dei decisori politici del concetto di servizio ecosistemico, è necessario ricordare che la monetizzazione dei servizi ecosistemici non annulla i limiti all'uso delle risorse non rinnovabili, né apre a una loro possibile commercializzazione, che la monetizzazione è funzionale solo e soltanto a rendere ancor più evidente, tangibile e chiaro il valore intrinseco delle risorse.

Questo è importante sottolinearlo proprio in relazione alla compensazione. Da tempo è percepita come la 'via di uscita' canonica del negoziato ambientale, tuttavia in presenza di soggetti 'forti' ovvero con buone disponibilità finanziarie, si trasforma da "ultima ratio" come dovrebbe al principale elemento del negoziato. Pagare è certamente più facile. Compensare implica la restituzione 'altrove' dei valori ambientali distrutti senza quindi tradursi in una modifica degli impatti del progetto trasformativo. Questa opzione è prevista nel nostro ordinamento ma, rimane comunque uno sbilanciamento ecologico tra danno e risarcimento dello stesso. Poiché la compensazione dovrebbe appunto "compensare", sostituire valori ecologici e non economici, non andrebbe mai monetizzata e comunque dovrebbe essere realizzata in anticipo rispetto agli impatti che compensa. Diverso è il discorso dell'utilizzo del parametro anche economico per dare una dimensione all'intervento compensativo, ma non è mai un pagamento.

Nei casi studio descritti sono state utilizzate diverse metodologie di VAL SE su differenti "oggetti della valutazione". Si va dal livello nazionale alla scala del singolo intervento di trasformazione (poche decine di mq). Una delle questioni aperte rispetto alla metodologia è dunque quella relativa al livello al quale è più opportuno lavorare, poiché senza dubbio è necessario, almeno in Italia e con il riparto di competenze esistente, lavorare a scala comunale. Tuttavia, la VALSE perde molta della sua efficacia se non trova un riferimento regionale adeguato, sia in termini di disponibilità di dati da utilizzare come input ma soprattutto per assicurare un riferimento coerente ed omogeneo nella selezione dei SE, dei parametri da utilizzare e delle "pesature" e degli adattamenti locali che in molti casi è necessario applicare. Dunque, si deve concludere che approfittando della grande elasticità dello strumento, sia opportuno prevedere una applicazione multiscalare, in un quadro di coerenza tra i diversi livelli di applicazione.

Va comunque tenuto presente che la pianificazione territoriale ha esigenze incompatibili con l'utilizzo diretto dei dati/metodi utilizzati per il livello nazionale, al livello di pianificazione locale è meglio utilizzare solo valutazioni biofisiche con dati di dettaglio locali, che resistano all'attacco cui si espone l'analisi nazionale semplicemente scalata o l'utilizzo di valori economici troppo aleatori. Le esperienze a scala sub-regionale Toscana e Emilia Romagna (Calzolari et al. 2016) mostrano che per una efficace applicazione nei contesti locali servono linee guida e strumenti specifici da sviluppare con attenzione all'Europa e a ridurre l'attaccabilità delle scelte, raccordando le diverse esperienze e dati disponibili, grazie alle diverse valutazioni locali che nel frattempo stanno emergendo.

L'analisi multicriterio con la identificazione di indici in particolare rappresenta una opportunità, in termini di facilità di applicazione, ma anche un rischio di inconsistenza o addirittura distorsione dei risultati, poiché come è emerso dai casi analizzati, la valutazione dei servizi deve tenere conto dei tradeoffs, i parametri di normalizzazione differenziati non rendono i risultati confrontabili, ma soprattutto si rischia di diluire l'effetto negativo su alcuni ecosistemi o servizi magari prioritari con benefici su altri servizi meno strategici.

L'aggiunta alla valutazione dei SE di una sintesi attraverso un indice multi-sistemico che somma tutti i SE è un aspetto di particolare criticità. Date le incertezze e limitazioni della metodologia di valutazione dei SE, non è opportuno trarre conclusioni dirette sul valore "effettivo" dei suoli in base al valore multi-sistemico. Una valutazione complessiva di questo genere infatti causa da una parte la perdita di informazione sui singoli servizi, ma porta anche ad un altro potenziale errore, poiché sommando i singoli SE senza aver definito le loro interdipendenze e interrelazioni, che spesso non sono lineari, rischia di effettuare ulteriori sovrastime o sottostime. Si sottopone inoltre alla criticità relativa alla pesatura dei diversi servizi al fine di renderli "omogenei" e sommabili. La procedura utilizzata prevede l'utilizzo di parametri di normalizzazione che da quanto dichiarato utilizzano come riferimento i valori massimi e minimi del singolo servizio sull'area indagata. Tuttavia, non è specificato quale area sia stata considerata, quale livello di erogazione di ciascuno servizio considerato e soprattutto, questi parametri non sono adatti ad essere trasportati su aree diverse e non sono scalabili, pertanto non è possibile effettuare valutazioni su aree più ristrette o più grandi.

Un esempio del tipo di errori cui si può essere spinti, è relativo al suolo agricolo. La sperimentazione ha evidenziato un risultato inaspettato proprio relativo alle trasformazioni di suoli agricoli, risulta infatti che, per specifiche trasformazioni, l'effetto complessivo in termini di valore multi-sistemico non sia negativo ma al contrario si accompagna a leggeri incrementi (Salata, 2015). Questo tipo di risultato, letto in maniera inconsapevole delle premesse sulla attendibilità della valutazione e sul significato ecologico dei diversi termini analizzati può indurre nella erronea conclusione che un suolo agricolo, in termini di bilancio ecologico (solo parziale come sopra evidenziato), possa essere meno rilevante di un suolo artificiale ma con dotazioni di arredo a verde urbano. È fondamentale dunque identificare coerentemente i diversi servizi e relativi indicatori biofisici, da analizzare e confrontare separatamente.

L'abbinamento degli esiti della valutazione ecosistemica con lo schema di definizione delle "azioni incrementalì" di miglioramento ambientale attraverso indici e soglie (proposto dal LIFE SAM4CP) appare poco efficace rispetto agli obiettivi di tutela e alle dimensioni degli ecosistemi, a causa della aspecificità delle misure di mitigazione e relativi punteggi (alcune misure non hanno alcun collegamento diretto con il suolo), aggravate dall'assenza di una discussione delle incertezze nella definizione dei parametri (punteggi e soglie). Ma altrettanto problematico nella grande variabilità di interpretazioni del collegamento con le dimensioni di Vulnerabilità e Resilienza è l'esperienza lombarda, poiché in assenza di un meccanismo più consolidato e centrato sulla resilienza degli ecosistemi, può portare ad applicazioni dall'esito del tutto incerto rispetto agli stessi obiettivi di tutela degli ecosistemi. La definizione di una soglia, a prescindere dal framework di riferimento utilizzato, è un argomento delicato. Se la soglia viene utilizzata per escludere a priori una parte del progetto/piano dalla considerazione degli impatti prodotti e delle eventuali necessità di mitigazione o compensazione, come nel caso della metodologia proposta per l'applicazione locale

in Bruino, Chieri e None, si compromette la correttezza della valutazione ambientale. Si disapplica, infatti, una delle principali richieste della norma, che è quella di considerare l'opzione di non realizzazione e dimostrare l'impossibilità di modificare o spostare la previsione o di mitigarne ulteriormente gli impatti, prima di accedere alle compensazioni comunque da identificare in caso di impatto sulla risorsa. In un meccanismo come quello proposto, infatti, non trova spazio una fase di ricerca delle alternative progettuali che limitino il consumo di suolo, se non per i suoli di alta qualità ambientale, con l'ulteriore danno di sottrarre la possibilità al pubblico di entrare in questa parte di decisione.

La selezione di quali SE considerare e di come trattare i tradeoffs tra i diversi servizi non dovrebbe essere lasciata alla singola esperienza locale ma dovrebbe sempre affiancare alla scelta partecipata locale anche una adeguata indicazione sui temi/valori di livello sovraordinato che è necessario comunque considerare a prescindere dalla sensibilità contestuale. In generale è sempre meglio considerare tutti i possibili SE inizialmente, solo a valle dell'analisi eventualmente escludere quelli poco pertinenti (Cortinovis e Geneletti, 2017). La questione di come valutare effettivamente trade-off e correlazioni tra servizi ecosistemici è un punto ancora aperto nella discussione scientifica. Certamente non sono variabili indipendenti quindi la pesatura o la normalizzazione non risolvono il problema, è necessario fare attenzione a non conteggiarli più volte o non conteggiarli affatto nel caso siano confliggenti.

Nella valutazione economica, che per i servizi ecosistemici del suolo deve ancora essere consolidata da maggiori approfondimenti scientifici, è necessario sempre distinguere e dichiarare se nel valore economico utilizzato è o meno incluso il valore sociale (e non solo di mercato) e se è considerata una quota di costo a coprire la scarsità della risorsa e ancora se si tratta di un flusso effettivo o potenziale.

Nella valutazione proposta dal LIFE SAM4CP, ad.es. si considerano solo flussi di servizi effettivi, mentre nel SOS4LIFE la valutazione è concentrata sulle funzioni e dunque sui servizi potenziali, ancora vi sono altre valutazioni come quella proposta a livello nazionale a ISPRA che include entrambe e almeno per alcune parti considera la valutazione dello stock di risorse. La limitazione ai servizi effettivi, seppure corretta dal punto di vista economico perché considera valori omologhi, non è del tutto efficace nel caso della applicazione a processi di pianificazione, nei quali la considerazione delle diverse potenzialità dei suoli è la chiave per disegnare gli scenari di trasformazione. In questi casi sarebbe opportuna una valutazione, alternativa ovviamente, anche tra diversi scenari sui servizi potenziali. Questo del confronto tra scenari di miglioramento ambientale possibile rappresenterebbe peraltro uno dei requisiti per la valutazione strategica. A questo si aggiunge il fatto che la valutazione dello stock di risorse consumato è indispensabile per una corretta determinazione delle compensazioni. Difficilmente il necessario rigore ecologico consentirebbe di utilizzare solo il flusso effettivo di servizio in un bilancio finalizzato a decidere il destino della risorsa. Il valore del servizio effettivo sa solo non può essere considerato rappresentativo del valore intero della risorsa e non dovrebbe essere utilizzato come misura da confrontare con una soglia oppure come dimensione completa di una compensazione. Può essere invece molto utile per effettuare un confronto tra scenari.

Rispetto alla scala comunale, le esperienze analizzate mostrano che una valutazione parziale su porzioni di piano non è una applicazione efficace alla tutela della risorsa suolo. Può infatti mascherare la marginalità delle riduzioni di consumo adottate (es. Romano di Lombardia), può rendere difficile l'armonizzazione con gli strumenti sovraordinati non esplicitando gli effetti in

particolare rispetto alla realizzazione della rete ecologica e alla tutela del rischio idrogeologico, ma soprattutto non consente una revisione effettiva ed efficace degli strumenti di piano che nella maggior parte dei casi contengono previsioni eccessive, inattuata (es. Romano di Lombardia) o compensazioni inattuabili (es. Chieri). Di conseguenza la VALSE dovrebbe essere applicata sempre sull'intero comune, anche quando la decisione verte solo su una porzione areale o tematica che sia.

La valutazione a scala di intervento, come abbiamo visto nei casi applicativi, è possibile ma per quanto argomentato sopra dovrebbe limitarsi ad una valutazione di tipo qualitativo collegata alle quantificazioni a scala comunale, e non essere oggetto di una valutazione quantitativa dei SE a sé stante. Nonostante la scalabilità dello strumento utilizzato, infatti, la valutazione di piccole aree e piccoli cambiamenti, soprattutto in lotti interclusi o di confine con l'urbanizzato, in cui le dimensioni del disturbo prodotto dall'intorno dovrebbe spingere alla massima cautela, risulta particolarmente critica. I parametri di input dei modelli biofisici sono relativi a scale più ampie. Il fatto che i modelli utilizzati siano spazialmente espliciti e consentano quindi la sovrapposizione con le previsioni di piano, evidenziando anche con piccolissimi poligoni, non significa che i modelli possano essere utilizzati per valutazioni su aree così piccole. Mentre il confronto tra il valore puntuale che assume un servizio all'interno di una valutazione su area più VASTa (comunale o porzioni significative di territorio comunale) è utilizzabile per confronti intertemporali e tra diversi scenari, condurre valutazioni su porzioni di pochi ettari appare del tutto fuori scala, ed i risultati non possono essere significativi. Questo è valido in particolar modo per il servizio Qualità degli Habitat o Biodiversità, per il quale le dimensioni minime devono essere quantomeno compatibili con le "distanze" relative alle minacce considerate (in Materiali e Metodi). Ma riguarda anche i servizi calcolati con modelli che fanno riferimento ai bacini idrologici, come la riserva d'acqua/infiltrazione, il trattenimento dei sedimenti e la filtrazione dei contaminanti, per i quali l'area considerata dovrebbe coincidere quantomeno con un sottobacino. In queste condizioni, appare infatti poco significativo trarre conclusioni su bilanci biofisici effettuati su scala eccessivamente ridotta. Ancor peggio se ai bilanci biofisici viene anche associato un valore economico.

Rispetto alla reversibilità delle scelte di regolazione degli usi del suolo, in due dei casi osservati lo strumento del bando pubblico per le retrocessioni volontarie è stato utilizzato al fine di intercettare ed orientare a fini di sostenibilità ambientale una necessità contingente determinata dalla crisi economica e immobiliare e dalla fiscalità sulle aree fabbricabili (ex Dlgs 201/2011, la cosiddetta manovra "salva Italia") che penalizza la rendita fondiaria d'attesa. Come correttamente osservato nella documentazione di progetto, questa è certamente una strategia marginale, poiché in termini quantitativi rappresenta una quota molto esigua del suolo "prenotato", ma ancor di più presenta delle difficoltà nella riorganizzazione delle funzioni poiché le richieste riguardano piccole e piccolissime aree, all'interno di comparti che non cambiano invece destinazione. La soluzione identificata ad e.s. per None, quella di destinare tali aree, se intercluse nelle aree industriali o commerciali o urbane consolidate a verde privato, lasciando invece correttamente a destinazione agricola quelle esterne al perimetro dell'urbanizzato può avere un positivo effetto ma certamente non costituisce una limitazione efficace del consumo di suolo in generale.

Un'altra questione di grande importanza riguarda gli scenari da considerare per la valutazione degli effetti sugli ecosistemi. Tutti i casi di revisione del piano già strutturati (Bruino, Chieri, None e Romano di Lombardia) hanno considerato un confronto tra gli effetti della variante proposta e lo stato di diritto, ovvero la piena applicazione del piano vigente.

Prescindendo da valutazioni di tipo giuridico sulla reale immodificabilità dei c.d. diritti acquisiti alla edificazione, richiamate in altri punti di questo lavoro, qui si sottolinea l'errore (o malizia) rispetto al dettato normativo sulla VAS. Il confronto a fini VAS va eseguito tra stato di progetto e stato di fatto, ciò in particolare al fine della definizione di mitigazioni e compensazioni. La valutazione tra progetto e stato di diritto è certamente utile per il monitoraggio degli obiettivi strategici del comune e per dimostrare il miglioramento delle scelte rispetto al piano precedente.

Vi sono alcune osservazioni che riguardano specificamente la procedura di VAS, nelle due diverse articolazioni analizzate (Piemonte e Lombardia). La prassi assegna a tutti i piani che non coprono l'intero territorio comunale il carattere non generale. Tuttavia, non è previsto uno specifico criterio per definire un'area del territorio minima o comunque significativa per la valutazione integrata delle conseguenze delle scelte. Questo aspetto è rilevante soprattutto per gli aspetti ambientali, poiché una variazione in una singola area può modificare gli equilibri complessivi e rendere necessari adeguamenti a scala più VAS. Ne è un chiaro esempio l'effetto sulla rete ecologica, che si basa su equilibri tra le proporzioni e le localizzazioni delle diverse aree. Tuttavia, poiché la procedura di VAS nei casi di variante strutturale, almeno nei casi esaminati, limita specificamente la valutazione ambientale alle sole aree di variante, si pone il problema della impossibilità di verificare gli impatti effettivi e di produrre le conseguenti azioni. Questa criticità, presente in molte prassi regionali, dovrebbe portare ad un ripensamento nella definizione di variante strutturale, facendo sì che entri in variante tutta l'area di ricaduta degli impatti delle variazioni, non solo le singole aree degli interventi in variante (Penna et al, 2018 in ISPRA, 2018). Il criterio dell'area di rispetto, inserendo un opportuno buffer nell'intorno delle aree variate per identificare l'area oggetto di valutazione ambientale, peraltro già considerata in Regione Piemonte per la definizione delle classi di aree (dense, transizione e libere), potrebbe essere un primo passo.

L'analisi della attuazione della pianificazione vigente, ovvero dei cosiddetti residui di piano, dovrebbe essere accompagnata sia da una adeguata analisi delle criticità riscontrate nell'attuazione, sia dai riscontri del monitoraggio delle VAS precedenti o sovraordinate. In assenza di questo le eventuali criticità non trovano nella variante la occasione di una soluzione e si trascinano nel nuovo piano. Ne è l'esempio il piano di Chieri, dove le previsioni non attuate dei due grandi comparti agroforestali, che da soli rappresentano il "miglioramento ambientale virtuale" capace di bilanciare tutte le previsioni di urbanizzazione, non sono oggetto della variante e pertanto si deve presumere continueranno a non essere attuate. È un'occasione persa per introdurre modifiche al piano vigente tali da favorirne l'attuazione.

E' significativo inoltre, che in molti casi, pure a fronte della finalità dichiarata di contenimento del consumo di suolo, non sono indicate in modo esplicito nella documentazione di valutazione (RA) le quantificazioni del consumo di suolo già realizzato e di quello in via di realizzazione con il nuovo progetto. Questo nonostante le leggi regionali, presenti in tutti i casi considerati, indichino proprio soglie quantitative al consumo di suolo (pure se variamente applicabili a seconda del contesto).

La VAS dei PRGC per essere efficace dovrebbe essere inserita in un sistema di pianificazione sottoposto a sua volta a VAS con obiettivi sovraordinati ben definiti. Tuttavia, questo sistema di riferimenti spesso non ha funzionato. Non sono presenti in molti casi gli strumenti e le strategie nazionali, regionali e provinciali di riferimento e comunque anche quando presenti, la norma non prevede che in assenza di adeguamento agli strumenti sovraordinati il comune non possa procedere a varianti parziali. Questo è particolarmente grave poiché quasi tutti i temi della

pianificazione devono essere visti a scala VASa e in particolare quelli ambientali che non possono essere visti a livello dei singoli interventi come invece si finisce per fare. In queste condizioni la VAS è praticamente inutile.

Una delle frontiere per la ricerca e per le applicazioni dei prossimi anni è sicuramente la valutazione dei SE in ambito urbano, poiché il reale contributo alla biodiversità non sia “drogato” rispetto al reale da fattori di interesse della maggioranza (che riguardano sempre maggiormente miglioramenti in ambito urbano), da mode e interessi alle nuove soluzioni tecnologiche (es. boschi verticali o tetti verdi o sistemi di drenaggio), la cui efficacia ecologica andrebbe dimostrata.

La domanda se e come i SE sono capaci di intercettare e rappresentare anche le dimensioni sociali del consumo di suolo rimane aperta. La scarsa dimensione di partecipazione che ha caratterizzato le esperienze analizzate, accanto alla necessità di un maggiore intervallo di tempo per monitorarne i risultati, non consente di dare una risposta basata su evidenze. È possibile però già da ora argomentare che è un fronte per sviluppi ulteriori quello di avvicinare i valori indentificati con le esperienze dirette del cittadino (es. valori culturali, valore della produttività agricola sulla sussistenza alimentare, valore della riduzione dell'inquinamento e delle isole di calore, effetti in termini di minore rischio di frane e alluvioni, etc.). Sul fronte culturale diverse iniziative nazionali stanno emergendo come riferimenti per lo sviluppo futuro della VALSE, in primo luogo il lavoro di ISPRA cui si è aggiunto di recente il contributo del Comitato per il capitale naturale (I° e II° rapporto) e più di recente la Strategia nazionale sul verde urbano promossa dal Comitato per lo sviluppo del Verde che fanno ben sperare.

Rispetto alla domanda relativa al contesto decisionale, ovvero se la VALSE offrendo una migliore conoscenza dei valori ambientali e sociali del suolo abbia favorito il rafforzamento di soggettività esistenti e/o la formazione di nuove soggettività capaci di rappresentare nel processo decisionale il valore del suolo non consumato, dobbiamo purtroppo concludere che la risposta sia negativa.

Non si riscontrano, nei casi analizzati, elementi di strategie relative alla modalità di interazione né relative alla modifica del network decisionale e delle sue caratteristiche (densità, complessità e centralità), che forse rappresenta una delle limitazioni alla efficacia dell'inserimento della VALSE nel processo di pianificazione.

Le esperienze analizzate evidenziano tutte la importanza della VALSE, nell'ambito della condivisione del contesto della decisione ed in particolare del quadro ambientale. Le esperienze del LIFE SAM4CP mostrano tuttavia che l'assenza della fase di scoping e della partecipazione, prevista dalla norma per le piccole trasformazioni, non consente una efficace costruzione né del quadro di riferimento né la necessaria condivisione delle scelte. In alcuni casi, in particolare quelli piemontesi, unitamente alla interpretazione rigida delle norme di VAS, ha portato ad una valutazione marginale (perché si è scelto di lavorare ad una variante non strutturale) e ad una partecipazione solo formalmente inclusiva. Nei fatti la parte centrale delle valutazioni e delle decisioni avviene all'interno degli endoprocedimenti del proponente mentre dall'esterno non possono che arrivare solo puntualizzazioni o richieste di mitigazione e compensazione. In questo caso è il processo di VAS che non funziona, non la VAL SE.

Come evidenziato dal caso di Romano di Lombardia, in cui la partecipazione è stata particolarmente curata, gli aspetti di qualità ambientale messi in evidenza dalla VALSE sono di grande interesse per il cittadino, che se ben informato e messo nelle condizioni di esprimersi, è in grado di usare gli esiti della VALSE per costruire le proprie posizioni sulle priorità di trasformazione. In questo caso, tuttavia, la criticità si è manifestata rispetto all'oggetto del piano,

che non ha riguardato l'interezza delle previsioni ma solo una parte, quella dell'immediato intorno della zona urbana, lasciando inalterate le previsioni previgenti per la restante parte del territorio. La stessa cosa era avvenuta per il caso di Chieri e di None, dove è stata fatta una revisione parziale delle previsioni o solo su alcune aree specifiche, in particolare al fine di considerare le retrocessioni richieste direttamente dai proprietari, ma non mettendo in discussione altre previsioni pure di grande impatto sulla risorsa suolo.

Un altro aspetto da considerare rispetto al contesto decisionale è quello della rappresentanza. Il valore del suolo libero non è sufficientemente rappresentato, e questo è condiviso. Certamente tra gli attori istituzionali (per intenderci quelli previsti obbligatoriamente dalla conferenza di pianificazione) mancano soggetti in grado di intervenire sulla valutazione dei servizi ecosistemici con diverse difficoltà dal punto di vista tecnico, politico e al livello di intervento necessario. Con l'eccezione delle Agenzie ambientali e di qualche fortunato caso regionale, infatti, questi temi sono ancora "poco frequentati", di conseguenza non è possibile una discussione nel merito delle metodologie e dei risultati che vengono proposti, dai diversi soggetti coinvolti, soprattutto se la metodologia, innovativa non è facilmente riproducibile, come nel caso della VALSE.

L'analisi delle esperienze fa emergere in particolare il ruolo fondamentale, e la responsabilità, della Ricerca pubblica, che attraverso il Politecnico di Torino e l'ISPRA per i primi casi, il CNR per l'Emilia-Romagna, il Politecnico di Milano per Romano di Lombardia ed infine ancora l'ISPRA per il caso di Roma ha fornito un supporto indispensabile per l'avanzamento delle condizioni ambientali dei territori. Si sottolinea che rispetto ad una metodologia ancora aperta, vale ancora di più il richiamo alla chiarezza, trasparenza e ripercorribilità che qualunque valutazione ambientale a servizio della decisione pubblica deve assicurare.

Ma la ricerca da sola non basta a cambiare "la testa del decisore". Come abbiamo visto anche le più approfondite analisi e la disponibilità addirittura di valutazioni economiche delle perdite non sono state sufficienti a spostare la decisione verso un vero stop al consumo di suolo. Il ruolo dei vincoli normativi e dei diritti acquisiti, nonché la preoccupazione per la responsabilità sulle decisioni prese pesano certamente molto sulla "questione culturale", rispetto alla quale rimane indispensabile un intervento normativo che svincoli il valore del suolo dalla sopravvivenza economica dei comuni.

Come proporre la valutazione dei SE finalizzata alla tutela della risorsa suolo? Da quanto emerso dai casi analizzati, quello della pianificazione, non solo locale ma anche regionale, è una sede appropriata anche attraverso una opportuna integrazione nella procedura di VAS. Ma è anche utile a scala nazionale e più in generale a supporto dello sviluppo di strategie, grazie alla grande versatilità e alla capacità comunicativa dei risultati. Naturalmente va fatto un adeguato "tuning", sempre assicurando che il consumo di risorsa sia adeguatamente rappresentato come perdita. Ovvero, se il consumo di suolo risulta "non impattante", qualche parte dell'analisi non è stata considerata o eseguita adeguatamente.

Si può concludere dunque che **piani che affrontano la limitazione del consumo di suolo e/o che utilizzano la VALSE come strumento di analisi, non dovrebbero essere mai considerati "non generali" e di conseguenza andare obbligatoriamente a VAS e coinvolgere comunque l'intero territorio comunale. Ciò consentirebbe di sfruttare a pieno le capacità analitiche e rappresentative della VALSE, nelle sue varie possibili articolazioni.**

### 6.3 Alcune osservazioni sulla metodologia di valutazione locale - SAM4CP

Alla fine, quella prodotta dal LIFE SAM4CP è complessivamente una buona esperienza, che ha messo in luce le diverse difficoltà di procedere con una pianificazione vera ed un vero confronto con i diversi interessi. Certamente ci sono molte questioni da correggere sia nella metodologia che nella modalità di applicazione, ma come prima esperienza è stata certamente utile su vari fronti.

Il sistema di pesatura delle misure di mitigazione appare piuttosto controverso. Come anticipato si ispira ad un protocollo per la certificazione della sostenibilità ambientale (LEED - [www.usgbc.org](http://www.usgbc.org) adattato), che utilizza un sistema di punteggi/crediti assegnati a diverse categorie di temi preimpostate. Si tratta dunque dell'adattamento alla pianificazione comunale di uno strumento nato per il singolo quartiere (le stesse linee guida dello strumento raccomandano di utilizzarlo per accompagnare strumenti attuativi con dimensioni del progetto non troppo estese), e su temi ancora sperimentali quali i servizi ecosistemici. In secondo luogo, presenta delle criticità anche la introduzione delle soglie. La soglia rappresenta un problema in sé laddove comporti come necessaria conseguenza di escludere a priori una parte del progetto/piano dalla considerazione degli impatti prodotti e delle eventuali necessità di mitigazione o compensazione, perché questo compromette la correttezza della valutazione ambientale. Si disapplica in questo modo una delle principali richieste della stessa norma, che è quella di considerare l'opzione di non realizzazione e dimostrare l'impossibilità di modificare o spostare la previsione o di mitigarne ulteriormente gli impatti, prima di accedere alle compensazioni. In questo meccanismo proposto infatti non trova spazio una fase di ricerca delle alternative progettuali che limitino il consumo di suolo, con l'ulteriore danno di sottrarre la possibilità al pubblico di entrare in questa parte di decisione.

Entrando nel merito, quelle che vengono definite "categorie mitigative" per la compensazione, tratte dalle Linee guida per la rete ecologica, rappresentano certamente dei criteri di miglioramento delle scelte progettuali, tuttavia non costituiscono in sé delle mitigazioni, che dovrebbero essere identificate nello specifico di ciascun impatto ambientale (quale matrice/aspetto, quale area, entità della perdita etc.) e nel caso specifico essendo partiti da una valutazione ecosistemica, di ciascun SE.

Tra le misure di mitigazione considerate, si deve sottolineare che la parte relativa alla compattazione e alla accessibilità non possono essere considerate mitigative degli effetti del consumo di suolo.

In una logica di negoziazione certamente le mitigazioni anche su aspetti sociali possono trovare spazio, tuttavia non dovrebbero essere prese in considerazione in questa fase (adattamento possibile di questo schema di valutazione sarebbe dunque quello di riportare solo alla valutazione ambientale la parte di selezione e scelta degli interventi, rimandando alla fase di valutazione negoziale le misure di mitigazione e compensazione).

Come espresso dalla CMT (2015, VAS per il PRGC di Torino), *"dal momento che le LGSV nascono con l'obiettivo di fornire, alle amministrazioni comunali e ai tecnici, disposizioni orientative di tipo tecnico e/o procedurale finalizzate a contenere il consumo di suolo, incrementare, qualificare e conservare i servizi ecosistemici, con particolare attenzione per la biodiversità si richiede che il Comune faccia uso dei criteri, metodologie ed indirizzi operativi ed attuativi per la pianificazione e progettazione della Rete Ecologica alla scala locale in esse contenuti"*. Peccato che la parte sulle aree periurbane, di maggiore interesse per il consumo di suolo e per le aree della provincia di

Torino interessate dalla sperimentazione Life Sam4cp non sia ancora stata definita (come risulta dalla DELIBERAZIONE CONSIGLIO METROPOLITANO DI TORINO 31 gennaio 2018).

Secondo le linee guida le compensazioni devono essere prioritariamente omologhe, dunque il suolo consumato va compensato con suolo recuperato attraverso ripristino/rinaturalizzazione di aree equivalenti. Infatti, nelle LGSV si prevede che *“Nel caso del consumo di suolo, si ritiene che una misura compensativa omologa potrebbe essere il recupero/ripristino/bonifica/rinaturalizzazione di un’area urbanizzata e/o degradata almeno equivalente a quella che si va a consumare (e quindi sottrarre in modo definitivo o quasi ad altri usi), oppure l’utilizzo dell’invarianza idraulica. Qualora non sia possibile compensare in questo modo le misure compensative dovranno ricadere prioritariamente sulla Rete Ecologica Provinciale o Locale”*. Nei casi esaminati, non si evince la impossibilità di compensazione attraverso il recupero, che non viene proprio considerato. Inoltre, sempre le stesse LGSV, prevedono che le misure di compensazione debbano essere univoche: *“ogni misura venga conteggiata una sola volta e che non sia già stata individuata a compensazione di impatti generati da altre opere. Ad esempio, non può essere proposto come misura compensativa un intervento già previsto e finanziato da altri piani o programmi, che avrebbe comunque dovuto essere realizzato ai sensi di legge”*. È opinabile dunque la contabilizzazione dei benefici prodotti dalle aree già vincolate dal precedente PRG con destinazione a verde urbano come compensazione (preventiva) del suolo libero consumato. Un esempio è quello per il comune di Chieri: si afferma che le previsioni di piano sono già compensate dalla previsione di aree a destinazione compensativa del precedente piano in variante, rispetto al quale tuttavia erano state dichiarate difficoltà nell’attuazione, dunque non solo erano già state previste in precedenza, ma non vi è alcun elemento per poter considerare questa compensazione come certamente realizzabile, al contrario. Inoltre, tali aree erano già compensative di interventi parzialmente realizzati, pertanto la quota parte relativa va scorporata e non contabilizzata nelle nuove compensazioni.

Comunque si osserva che non esiste solo la rete ecologica per compensare. Non vengono proprio previste molte delle opzioni indicate dalle linee guida CE.

Il Compensation index più che una relazione tra pressione e risposta, appare come una ulteriore segmentazione della valutazione che rende di fatto residuali le diverse modalità di compensazione. La soglia posta (0.38) sul compensation index in particolare non è collegata a valutazioni di tipo qualitativo o quantitativo sugli impatti prodotti, semplicemente esclude una parte degli impatti definendoli a priori non significativi, circa Poiché dalla applicazione dell’indice di mitigazione sopra descritto si ottiene un valore tra 0 e 0,7, il valore soglia a 0,38 corrisponde a poco più della metà. Per fare un esempio, considerando il valore massimo della mitigazione (0.7 per tutti gli interventi), si ottiene che solo per un suolo con VALTOT iniziale superiore a 0,55 saranno previste compensazioni ( $0.54 \cdot 0.7 = 0.38$ ), mentre per tutti gli altri non vi saranno comunque compensazioni. In sintesi, il meccanismo preserva i suoli con valore 0.6, compensa quelli tra 0.5 e 0.6, e al di sotto di 0.5 non limita e non compensa, e comunque per quanto riguarda la mitigazione di volta in volta va verificato se le misure sono o meno efficaci sull’impatto effettivo prodotto.

Con riferimento ai diversi esempi applicativi del progetto LIFE SAM4CP, inoltre sono emersi altri elementi critici che è opportuno tenere presenti per gli sviluppi futuri della metodologia.

Nella valutazione dei SE, nella maggior parte dei casi si tratta di modelli complessi, con notevole mole di dati in input e difficilmente può essere diverso. L’utilizzo di strumenti come il “Simulsoil” predisposto dal progetto LIFESAM4CP è un buon supporto per consentire al valutatore di verificare

diversi scenari. Trattandosi di metodologie sperimentali è fondamentale che la documentazione contenga valutazioni ripercorribili, con unità di misura e metodologie di calcolo dichiarate e che siano adeguatamente descritti tutti i potenziali scenari.

Il confronto tra diverse opzioni può essere supportato dalla Val-Se e dalla massimizzazione del loro valore, anche economico, tuttavia gli impatti ambientali conseguenti la scelta, ivi inclusi quelli sugli ecosistemi, non sono automaticamente compensati. Anche in condizione di “valore ecosistemico invariato” se vi è consumo di risorsa rimane comunque un impatto ambientale da compensare. Il valore economico valutato per i SE può essere un supporto ma non la esatta quantificazione del valore economico della compensazione, soprattutto se non include il valore di stock della risorsa perduta.

Una maggiore attenzione andrebbe data, rispetto a quanto è risultato nelle esperienze locali, alla specificità di mitigazioni e compensazioni, che devono essere identificate per ciascun impatto ambientale o servizio ecosistemico danneggiato. Ciascun servizio dovrebbe essere protetto e bilanciato per sé, e la valutazione dei trade-off tra servizi andrà descritta e quantificata adeguatamente prima di poter accettare operativamente uno scambio tra servizi come situazione equilibrata dal punto di vista ecologico.

Un punto di particolare interesse ma anche di particolare criticità riguarda l'utilizzo di metodi indiretti e di contingenza per la quantificazione economica dei SE. Certamente in questo tipo di indagini è necessaria una notevole cautela per assicurare che l'oggetto della valutazione sia effettivamente il SE in valutazione, che nella selezione dei soggetti partecipanti vi sia una adeguata rappresentatività di tutti gli interessi in gioco, nonché che si adotti la necessaria cautela rispetto alla disomogeneità di valutazione tra diverse aree, che va adeguatamente giustificata. Il rischio, come già anticipato sopra (par 1.15) nella descrizione del valore economico del servizio HQ è che la propensione a pagare per “un viale alberato in centro”, vada a compensare consumo di suolo agricolo in un'area poco frequentata.

Sempre con riferimento a mitigazioni e compensazioni, va considerato che il consumo di suolo libero e la sua impermeabilizzazione, anche se avvengono in aree di frangia urbana, comportano un impatto significativo che deve essere compensato, che gli interventi di realizzazione di aree verdi su aree che attualmente non sono compromesse o la cessione di aree per realizzare opere a corredo della viabilità non costituiscono una rigenerazione della risorsa. A rigore infatti sono ritenuti interventi compensativi solo quelli di miglioramento delle condizioni di degrado del suolo, in modo che vi sia un bilanciamento tra aree impattate e aree recuperate, ad esempio con il recupero a verde di aree impermeabilizzate o già compromesse dall'urbanizzazione. Tra le misure proposte l'aumento di “dotazione del verde” è correttamente denominato come intervento di mitigazione ambientale e non di compensazione.

Rispetto allo stato di fatto, in cui le aree in molte delle aree in variante sono permeabili, se le previsioni comportano una perdita di permeabilità, la realizzazione di un'area a verde su parte dell'area mitiga parte degli impatti generati, ma non compensa la perdita della risorsa suolo. Inoltre, nel contesto industriale, l'aumento della dotazione del verde è da ritenersi più un miglioramento ambientale dello spazio urbanizzato, che non un'implementazione della Rete Ecologica Locale, quantomeno in assenza di un evidente collegamento ed effetto positivo sulla rete stessa, dunque si tratta ancora di una mitigazione. In considerazione delle loro caratteristiche, tali aree non possono essere elementi costitutivi della R.E.L., in quanto sono completamente intercluse dall'edificato e “disturbate” dall'impermeabilizzazione al contorno, hanno piccola dimensione, non hanno funzione univoca, essendo aree a servizi dedicate a “verde e parcheggi e

attrezzatura sportiva". Inoltre, non possono essere ritenuti elementi della rete ecologica locale neanche i filari alberati lungo le strade all'interno dell'area industriale, poiché tali elementi saranno realizzati nelle aree in variante, mentre nelle rimanenti aree del comparto potrebbero essere realizzati solo in particolari condizioni, non è assicurata una continuità in tutto il comparto; anche in questo caso, la loro funzione è di miglioramento dello spazio urbano. Anche la previsione di nuovi tratti di piste ciclo-pedonali all'interno del comparto industriale si configura come intervento di potenziamento della rete fruitiva e di miglioramento della vivibilità dell'area produttiva e non può essere considerato come intervento di rafforzamento e implementazione della rete ecologica, in quanto la loro valenza di connessione ecologica, considerate le loro caratteristiche ed il contesto in cui sono realizzati, è minimale. Diverso è il caso di piste ciclabili, correttamente progettate, realizzate in zone agricole e naturali, affiancate da siepi e filari, in quanto in questo caso la vegetazione arborea ed arbustiva può svolgere, almeno in parte, la funzione di corridoio ecologico ed essere considerata un elemento costitutivo di una rete ecologica a livello locale. Con riferimento alla capacità mitigativa della riduzione delle volumetrie (riduzione della superficie coperta) e della densificazione di aree già edificate utilizzando le volumetrie risparmiate, come nel caso di Chieri, c'è da osservare che variando il rapporto di copertura nelle aree di densificazione, non è possibile quantificare l'effettivo impatto sulla impermeabilizzazione; ciò, unito alla incertezza sulle aree a servizi, rende impossibile dimostrare come una Variante permetta un'effettiva riduzione della superficie impermeabilizzata. Occorre inoltre approfondire come la premialità porti ad un miglioramento delle condizioni ambientali del comparto industriale, individuando e caratterizzando le aree ZIC che potrebbero beneficiarne, verificando l'efficacia degli interventi di miglioramento della qualità urbana nonché l'efficacia delle mitigazioni, come ad esempio quelle operate dai filari di alberi lungo le strade nei confronti dell'effetto isola di calore.

La criticità centrale nell'uso di questo approccio rimane comunque nell'aver invertito i termini della questione sul consumo di suolo. Certamente la valutazione dei SE può aiutare a valutare la "pressione ecosistemica" posta dal nuovo piano o dal residuo del vigente piano sul territorio, dando una idea della diversa qualità ecologica e criticità rispetto alle pressioni. È tuttavia contestabile, in una logica che dovrebbe essere finalizzata alla limitazione del consumo di suolo, utilizzare i risultati di questa valutazione per giustificare la "bontà ecosistemica" delle scelte di consumo in definitiva adottate. A questo risultato si perviene sistematicamente per i suoli di valore ecosistemico non alto (quelli inferiori al valore di 0.6 dell'indice multisistemico) per i quali si invertono i termini posti dalle linee guida europee, dato che l'ordine delle azioni è stato mitigare, e semmai compensare ma non limitare i consumi di suolo.

Questo cambio di priorità, infatti, rende di fatto inattuabile il ripensamento delle previsioni di consumo, che sarebbe invece necessario per rispettare la filosofia e gli obiettivi posti dall'Europa sul consumo di suolo, rendendo l'annullamento di una previsione una eventualità residuale, solo a valle della impossibilità di mitigare o compensare in qualche modo l'impatto prodotto e di fatto disincentivando la ricerca di soluzioni alternative per le trasformazioni urbane di cui è ritenuta necessaria la realizzazione.

Nei tre casi esaminati il problema non si è posto in maniera così significativa, poiché gli interventi erano tutti di piccole dimensioni ed in alcuni casi sono stati previsti interventi di miglioramento ecologico e la eliminazione di alcune previsioni di artificializzazione del piano vigente. Rispetto agli strumenti urbanistici vigenti, infatti, una sperimentazione propone una sensibile limitazione (Chieri), una non comporta grossi cambiamenti (None) ed una terza invece compromette maggiormente alcune aree rispetto al P.R.G.C. vigente (Bruino). Per nessuna delle tre varianti, pur

sottoposta a screening regionale, è stata poi ritenuta necessaria la VAS. Perché non sono entrati in VAS nonostante sia evidente che ci sono impatti significativi sulla risorsa suolo? Una delle spiegazioni è che gli impatti sono chiaramente identificati e quantificati e la richiesta di compensazione è già presentata e che in queste condizioni, una VAS alla quale parteciperebbero gli stessi soggetti con la medesima procedura non aggiungerebbe elementi di conoscenza ulteriori. Questo è un punto di mediazione, poiché per impatti significativi a rigore dovrebbe essere previsto l'assoggettamento. Si deve concludere anche in questo caso che è la procedura di VAS dei piani non generali che non funziona.

## 7 Conclusioni

La discussione sulla sostenibilità ambientale e sulla scarsità di risorse naturali parte da lontano (Meadows, 1972) ma è tuttora aperta. Negli ultimi anni in particolare è cresciuta l'attenzione per la risorsa suolo, ormai riconosciuta come risorsa scarsa e vulnerabile (Commissione Europea, 2006 e 2012). Il "consumo di suolo" è qui inteso come sottrazione definitiva di una risorsa naturale scarsa e poco rinnovabile ed al contempo essenziale per il benessere umano a causa dell'occupazione di superfici originariamente agricole, naturali o seminaturali con una copertura artificiale (Munafò et al, 2015) che distrugge o altera la capacità del suolo di fornire i benefici chiamati servizi ecosistemici (Costanza et al 1997). La competizione tra funzioni naturali e urbanizzazione si presenta proprio nelle aree di alta qualità, le pianure e le zone costiere, che sono quelle più utilizzabili in termini di urbanizzazione (McHarg, 1969). Il consumo di suolo in Italia infatti negli ultimi decenni si è manifestato soprattutto nelle fasce periurbane, nella pianura e bassa collina a favore delle superfici urbane (Marchetti et al. 2014) e particolarmente intenso nelle aree costiere (Sallustio et al., 2013). Oltre alla perdita di funzioni relative alla produzione agricola e delle altre funzioni di regolazione garantite dal suolo, in alcune zone ed in particolare nelle frange periurbane la perdita riguarda anche il valore paesaggistico, ricreativo e mitigativo, a causa dell'allargamento progressivo delle aree urbanizzate e dei fenomeni di dispersione e diffusione urbana che colpiscono molte delle grandi città italiane (ISPRA, 2017).

La pianificazione territoriale ed in particolare quella urbana si è dimostrata inefficace, sia nel limitare il consumo di suolo sia nel rendere efficaci e perVASive le politiche sulla tutela della biodiversità e del valore ecologico delle risorse naturali. Il consumo di suolo è un fenomeno sociale e politico che riguarda una risorsa naturale che richiede di innovare le pratiche di pianificazione in uso includendo la dimensione ecosistemica soprattutto alla scala locale (Dick, 2014; Steiner, 2014; Ruckelshaus, et al., 2013). Seguendo Alier (Alier, 2009) può essere inquadrato come conflitto strutturale tra economia ed ecologia, per identificare due diverse posizioni, quella dell'uso sostenibile e quella del consumo di suolo, non conciliabili, che coinvolgono l'interesse collettivo (sociale) e la decisione sulle regole di convivenza (politico) e le dimensioni di sostenibilità ambientale e di giustizia ambientale, quest'ultima declinata non solo in termini di distribuzione delle risorse ma anche di capacità degli individui di utilizzarle (Sen, 2009).

Nel dibattito sul modo in cui la pianificazione debba confrontarsi con questo conflitto e sul tema della tutela della biodiversità e della giustizia ambientale, negli ultimi anni si è inserito il dibattito scientifico sulla valutazione dei servizi ecosistemici, che si presenta come uno degli strumenti innovativi di maggiore interesse. Il punto di forza di questo approccio è rendere visibili e misurabili i servizi forniti dalle risorse naturali (TEEB, 2010).

La valutazione dei SE si presenta infatti come metodo interessante anche per la valutazione della risorsa suolo (Dominati, 2010) e dunque una potenziale innovazione per la pianificazione territoriale e urbana (de Groot, et al. 2010, Potshkin et al., 2013, Wu, 2014).

Le necessità di avanzamento riguardano sia l'aspetto conoscitivo che quello decisionale (Bagstad, 2013; Maes et al., 2012), in particolare rispetto alla risorsa suolo (Van der Meulen, 2018).

Per rispondere alla esigenza sociale di limitare il consumo di suolo in Italia e di doverlo fare riconfigurando "il problema dell'uso" a scala locale, la proposta di utilizzare l'approccio ecosistemico è stata considerata il tentativo di "cambiare la scena" e aiutare la collettività e il decisore insieme a tenere conto dei diversi valori (ed interessi) in gioco. Si è ipotizzato che una migliore conoscenza, informazione e partecipazione sui valori in gioco nel consumo di suolo, tra cui il valore dei servizi ecosistemici, determini una riconfigurazione del problema di governance e consenta una gestione più equa e sostenibile della risorsa suolo, contribuendo a ridurre la conflittualità sociale ed i relativi costi sociali.

La valutazione dei servizi ecosistemici del suolo, persi a seguito delle urbanizzazioni, oltre che una stima delle perdite economiche conseguenti, rende maggiormente consapevoli i decisori dei valori in campo e permette entro certi limiti anche di "giustificare" e dimensionare gli interventi compensativi. L'analisi condotta nella fase iniziale del lavoro, in corrispondenza dell'avvio delle attività del progetto LIFE SAM4CP, ha evidenziato che le applicazioni in Italia della valutazione dei servizi ecosistemici nella pianificazione locale erano ancora molto scarse, riassunte sostanzialmente nei casi studio di alcuni progetti tra cui lo stesso LIFE SAM4CP, il LIFE MGN e il successivo LIFE SOS4LIFE ora in corso. Le esperienze analizzate in questo lavoro sono dunque tra le più recenti, probabilmente le uniche concluse, e sono limitate alle sperimentazioni all'interno di alcuni progetti europei (SAM4CP e SOS4LIFE e LIFE4SOIL) e di qualche iniziativa locale nell'ambito di applicazioni di norme regionali specifiche (Lombardia). In particolare, il caso studio per il comune di Roma è stato condotto da ISPRA in collaborazione con il Comune nel 2017 ed è stato la base per la costruzione di un nuovo progetto LIFE che deve partire entro l'anno, il LIFE4SOIL.

Data la finalità dell'indagine, mirata alla evidenziazione degli elementi utili alla limitazione del consumo di suolo, sono stati considerati casi di applicazione della VAL SE nell'ambito di strumenti di land use planning a scala locale, in particolare quelli per i quali è stata o è in corso di svolgimento una procedura di VAS.

La VAL-SE in questi casi applicativi viene letta come una strategia decisionale, intendendo come strategia "la trasformazione intenzionale di uno o più elementi del processo decisionale finalizzata a determinare una configurazione favorevole all'assunzione di una scelta non incrementale (Dente, 2011). La semplice introduzione della valutazione, come premessa della costruzione del piano, certamente è configurabile come manipolazione delle risorse, che sono risorse conoscitive introdotte attraverso il rafforzamento della qualità scientifica della proposta e l'allargamento all'arena tecnico-scientifica, ma ha anche elementi di manipolazione della posta, poiché allarga il contenuto della decisione anche ad altri aspetti finora non considerati. E questo si applica a tutti i casi analizzati in questo studio. Non si riscontrano, nei casi analizzati, elementi di strategie relative alla modalità di interazione né relative alla modifica del network decisionale e delle sue caratteristiche (densità, complessità e centralità), che forse rappresenta una delle limitazioni alla efficacia dell'inserimento della VALSE nel processo di pianificazione. Nei casi applicativi del progetto LIFE SMA4CP, in particolare, ha svolto un ruolo non indifferente la tipologia di procedura

istituzionale prevista. In questi, casi infatti, l'inserimento della VAL SE non ha portato evidenti scostamenti dalla ordinaria procedura.

Questa iniziale collezione di casi studio è indagata cercando di rappresentare gli elementi relativi alle risorse messe a disposizione e alle poste, ovvero quali aspetti sono stati considerati (o esclusi). La rappresentatività è certamente relativa, poiché si tratta di pochi casi con percorsi parzialmente differenti, ma questa prima analisi certamente offrirà spunti e indicazioni per affinare l'indagine ed applicarla nel prossimo futuro alle esperienze che si stanno realizzando in questo periodo.

Lo strumento VALSE per come emerge dalle applicazioni indagate, funziona come amplificatore, ma se non è orientato al pubblico giusto non può funzionare. Le prime applicazioni hanno evidenziato alcune criticità che potrebbero portare ad una distorsione, poiché si tratta di metodologie abbastanza complesse che, se messe a disposizione di utenti non sufficientemente attenti o competenti, rischieranno di portare a risultati completamente inattendibili.

Al momento la riflessione ha portato alla identificazione della necessità di un riferimento alla scala nazionale e territoriale (regionale/provinciale) per l'inserimento di una valutazione dei SE anche economica a carattere ordinario, mentre alla scala locale la valutazione deve essere adattata ed integrata ma sempre supportata da riferimenti a scala più ampia e con maggiore cautela nell'utilizzo di valori economici. Da quanto emerge dalle criticità delle singole applicazioni, difficilmente la VASE è utilizzabile per costruire un mercato di compensazioni locali o una quantificazione tabellare delle compensazioni. Certamente è un valido supporto alla identificazione e alla comunicazione dei valori del suolo e della biodiversità ad esso associata.

Ancora da approfondire se la partecipazione e l'aumento di consapevolezza locale abbiano un ruolo determinante nel facilitare la valutazione dei SE, visto che in tutte le esperienze analizzate la componente di partecipazione pubblica si è rivelata un punto critico e nella maggior parte dei casi non ha prodotto significativi effetti sul processo decisionale, tuttavia è possibile associare proprio a questa carenza almeno una parte della responsabilità sugli esiti "di consumo" di tutti i piani indagati.

In conclusione, si deve affermare che in assenza di opportune indicazioni, si pone il rischio che l'inserimento della VALSE nella pianificazione non solo non sia efficace al fine della limitazione del consumo di suolo ma contribuisca a giustificare il consumo ulteriore. Non è sufficiente aggiungere la componente scientifica e lavorare sul consenso alle decisioni già prese. E' necessario promuovere una effettiva trasformazione del processo decisionale, includendo attori anche sovralocali, in grado di rappresentare le dimensioni dell'interesse per gli impatti prodotti ed fornire alla cittadinanza forme e strumenti per una partecipazione effettiva e per un adeguato riconoscimento delle rinunce effettuate.

## 7.1 Indicazioni per un framework per la valutazione dei SE a Roma

Come conclusione di questo lungo lavoro, si propone un tentativo di traduzione nella pratica delle numerose sollecitazioni e spunti emersi sia dall'analisi del contesto di ricerca sia dai casi studio esaminato. L'occasione è quella del nuovo progetto LIFE4SOIL coordinato da Legambiente che si appresta ad essere avviato.

L'obiettivo generale del progetto è contribuire a promuovere l'uso sostenibile ed efficiente del suolo e delle sue risorse in Italia e in Europa che permetta di massimizzare l'erogazione di servizi ecosistemici (inclusi quelli produttivi) senza degradare (e, dove necessario, migliorando) la matrice suolo nelle proprietà chimiche, fisiche e biologiche che la abilitano a fornire gli stessi servizi a

lungo termine. Più nello specifico, il progetto persegue l'applicazione delle Linee Guida Volontarie per la Gestione Sostenibile del Suolo (VGSSMs) promosse dalla FAO, assumendo il contesto di riferimento e la risposta alle minacce prioritarie individuate per il contesto europeo e mediterraneo.

Per il Comune di Roma è previsto uno specifico pilot dimostrativo molto ambizioso che porterà alla costituzione di un Ufficio Speciale Tutela del Suolo, alla stesura di un Piano Comunale per la permeabilità e a un Nuovo regolamento Generale Edilizio che verrà formalmente adottato dal Consiglio comunale entro fine progetto.

A tal fine si è cercato qui di raccogliere e sintetizzare le principali indicazioni per lo sviluppo di un framework di valutazione dei SE da utilizzare per supportare il progetto.

Come descritto sopra nel caso studio specifico, lo scenario di Roma che emerge dalle proiezioni al 2030 evidenzia l'entità del fenomeno consumo di suolo nella capitale. Ad oggi risultano coperti artificialmente 31.594 ettari di suolo (pari al 24,58% del territorio comunale) e la previsione al 2030 è di 33.959 ettari (26,42%). La stima della perdita economica rappresentata da questo consumo di suolo varia da un minimo di 107 a un massimo di 140 milioni di euro l'anno (mancata produzione di prodotti agricoli, aumento dell'erosione, regolazione delle acque, maggiori costi energetici, etc.). Gran parte di questa perdita è dovuta alla diminuzione di produzione agricola, che costerà al Comune di Roma circa 81 milioni di euro.

Dalla analisi condotte in questa ricerca è possibile trarre alcuni suggerimenti utili per costruire un framework di riferimento a supporto delle future iniziative di pianificazione del comune di Roma in materia di consumo di suolo che introducano efficacemente la VALSE.

In primo luogo, è possibile dare una indicazione rispetto al livello decisionale che è più opportuno adottare. Anche se nel caso del comune di Roma si affronterà la questione attraverso strumenti soft quali Strategie, linee guida, piani tematici prima di arrivare ad una nuova pianificazione di livello generale, è comunque necessario evitare la parzialità nella applicazione della VALSE e considerare l'insieme del territorio, dei suoi ecosistemi e delle sue necessità di trasformazione. L'obiettivo finale dovrebbe essere una revisione di livello generale del PRG, soggetta a VAS e che affronti il consumo di suolo ed i servizi ecosistemici come tema strategico.

Per Roma la scala comunale è già sufficiente per affrontare una VALSE, con riferimento alla dimensione territoriale delle reti infrastrutturali, ambientali, ecologiche, ma anche componenti paesistiche e insediative.

La VALSE preliminare su Roma ha evidenziato il rischio elevato per la perdita ulteriore di suolo agricolo e la rilevanza anche economica dei fenomeni di isola di calore urbano e di effetti sul rischio idraulico. L'impegno del comune nel nuovo progetto LIFE4SOIL con una pianificazione della permeabilità dei suoli fa ben sperare. Rispetto alla scelta della metodologia più appropriata per la valutazione dei SE, l'indicazione emersa dalle analisi condotte è verso una attenzione particolare alle aree agricole, che nel caso specifico di Roma rappresentano una delle grandi ricchezze poco note al "grande pubblico", in aggiunta ad altre indicazioni sulle grandezze da valutare (servizi effettivi, capacità/servizi potenziali e stock) e sulle modalità per utilizzare le valutazioni, in particolare:

- Valutazione biofisica dei SE a scala metropolitana, scalabile a livello di maggior dettaglio ma con la medesima metodologia e valori dei parametri, anche per avere riferimenti certi per la eventuale normalizzazione.

- Verifica attraverso i SE di tutte le altre aree libere non naturali o agricole finalizzata a qualificare i suoli e i SE e a identificare le aree candidabili al ritorno alle funzioni agricole o naturali.
- Valori e parametri biofisici ed economici identificati con riferimento ad una scala al minimo metropolitana, meglio a scala regionale
- Analisi dei diversi servizi separatamente e identificazione dei principali tradeoffs, nessuna somma totale o indice multiservizio
- Valutare servizi effettivi, capacità/servizi potenziali e stock
- Considerare inizialmente tutti i possibili SE, solo a valle dell'analisi eventualmente escludere quelli poco pertinenti

E' anche necessario indicare obiettivi stringenti di tutta la strategia/pianificazione, affinché non accada ciò che è stato osservato nei casi studio ovvero obiettivi "di principio" sulla limitazione del nuovo consumo, poi non applicati per diverse ragioni di scelta o procedurali. A tal fine si ritiene necessario porre un obiettivo ambizioso, quale il "*consumo netto zero*" sperimentato nel progetto SOS4LIFE, che peraltro ha un indubbio vantaggio comunicativo, essendo sintetico e generalmente comprensibile, nonché in linea con le più recenti indicazioni comunitarie. In sintesi:

- Obiettivo "*consumo netto zero*" rispetto allo stato di fatto
- Identificare obiettivi strategici sul suolo e sui singoli servizi, per evitare scambi o diminuzione di servizi da considerare invece strategici;
- Monitoraggio del consumo di suolo e al suo aggiornamento e pubblicazione, obbligo alla evidenza in tutti i documenti di piano o strategia;
- Monitoraggio preliminare dell'edificato dismesso, degradato, non completato o sottoutilizzato e verifica delle condizioni di utilizzabilità preliminare a qualunque concessione di ulteriore edificazione;
- Verifica dello stato di attuazione delle misure e delle compensazioni previgenti, nonché delle criticità che ne hanno impedito la realizzazione;
- Messa in mora per tutti gli interventi previsti ma non avviati/attuati e decadenza programmata per i nuovi interventi.
- Inserimento di vincolo alle aree naturali e alle aree agricole attualmente produttive e verifica attraverso i SE delle aree candidabili al ritorno alle funzioni agricole o naturali.
- Assicurare elevati valori di permeabilità in tutti gli interventi relativi alle superfici artificiali
- Previsione di un obbligo alle mitigazioni e compensazioni suolo-specifiche
- Ricerca e valutazione delle alternative progettuali che limitino il consumo di suolo e stima dei SE per tutti gli scenari rispetto allo stato di fatto
- Assicurare che gli interventi di rinaturalizzazione, riattivazione delle funzioni agricole, de-sealing, etc. non riguardino solo piccoli residui, magari all'interno di comparti che non cambiano invece destinazione, o frammentati in piccole e piccolissime aree, al fine di consentire una efficace riconversione di unità territoriali significative dal punto di vista ecosistemico.

- Obbligo a compensazioni solo suolo-specifiche per rigenerazione della qualità di suoli degradati e aumento dei servizi ecosistemici.

Con riferimento alla necessità di trasformazione culturale del meccanismo decisionale, per assicurare un reale cambio di passo, è necessario predisporre una adeguata partecipazione, un adeguato supporto scientifico non solo al comune ma all'intero processo, e dotarsi di strumenti di monitoraggio in itinere per evitare mascherature (ad.es. il ruolo dell'agente provocatore potrebbe essere testato in questo contesto). La trasformazione del contesto decisionale dovrebbe prevedere, dunque:

- Modificare il contesto decisionale attraverso l'avvio di una lunga e diffusa fase di partecipazione pubblica basata sulla valutazione preliminare del consumo di suolo, del piano vigente, dei SE, delle dinamiche socioeconomiche in atto e una analisi del network decisionale e delle sue caratteristiche (densità, complessità e centralità);
- Mettere in campo azioni per rafforzare la capacità e la consapevolezza dei soggetti in grado di intervenire sulla valutazione dei servizi ecosistemici dal punto di vista tecnico, politico e di opinione, includendo attori anche sovralocali, in grado di rappresentare le dimensioni dell'interesse per gli impatti prodotti e fornire alla cittadinanza forme e strumenti per una partecipazione effettiva e per un adeguato riconoscimento delle rinunce connesse alle scelte;
- Utilizzo della ricerca pubblica per supportare l'Amministrazione ma anche fornendo un servizio di supporto informativo agli stakeholder per assicurare la massima apertura del processo decisionale;

Infine, ma si tratta di aspetti solo in parte nella disponibilità dell'Amministrazione comunale, sarebbe necessaria una azione complessiva per svincolare il valore del suolo dalla sopravvivenza economica del Comune di Roma. In particolare, ciò potrebbe essere perseguito attraverso:

- Oneri di urbanizzazione finalizzati esclusivamente alla rigenerazione della qualità di suoli degradati;
- Tassazione differenziata sull'urbanizzazione dei suoli liberi, al fine di rendere gli interventi edificatori sui suoli liberi meno convenienti degli interventi sulla città esistente e sui suoli in stato di abbandono, al fine di rendere più conveniente la ripresa dell'attività agricola o il ripristino ambientale;
- Strumenti di finanziamento finalizzati al recupero dei SE nelle aree degradate o abbandonate;
- Strumenti regolativi e finanziari per facilitare la rinuncia alle previsioni di edificazione già consolidate.

Certamente nel caso di una grande area metropolitana come Roma non mancano gli strumenti regolativi soft e di moral suasion per ottenere questi cambiamenti. Basta volerlo.

## 7.2 Raccomandazioni per lo sviluppo della ricerca

I fronti aperti della ricerca in materia di SE allo stato attuale sono molti.

I principali riguardano proprio la valutazione dei SE forniti dalla risorsa suolo (Van der Meulen, 2018), rispetto ai quali sarà necessario approfondire e condividere in ottica interdisciplinare la conoscenza delle specifiche funzioni, dei trade-offs tra servizi, il rapporto tra flussi, capacità e

stock di risorse, ma anche per assicurare la disponibilità di strati informativi ad alta risoluzione e con riferimenti temporali certi e coerenti, di approcci di valutazione economica specifici per la risorsa suolo, con più ricerca sugli aspetti economici dei suoli europei e dei suoli non agricoli, compresi quelli urbani. Un campo di ricerca specifico riguarda gli approfondimenti per la valutazione dei SE connessi alle risorse idriche sotterranee.

Un altro grande filone riguarda la modalità con la quale affrontare l'integrazione della VALSE nella pianificazione e gestione del territorio, in particolare su come dotarsi di strumenti di analisi integrata per i servizi, in particolare quelli di regolazione e mantenimento, e di opportuni indicatori anche sintetici che tengano conto di una visione sistemica. Serviranno anche strumenti di analisi economica più specifici e strumenti per analizzare la domanda di SE e a quali beneficiari è collegata (Cortinovis e Geneletti, 2017).

Inoltre per un paese come l'Italia avrà senza dubbio grande importanza l'approfondimento della ricerca rispetto all'analisi dei servizi culturali.

C'è da sottolineare che non si parte da zero, che l'analisi territoriale ha già dalla sua numerosi strumenti e metodologie utili per adottare azioni legate ai servizi ecosistemici e che la ricerca ha già sviluppato strumenti ed esempi, soprattutto sui servizi di regolazione. Tuttavia, non sempre il contenuto della ricerca è trasferito adeguatamente nelle pratiche di pianificazione e il tema dei SE ancora non è considerato un "argomento strategico" di pianificazione. In questo quadro appare quanto mai necessario lo sviluppo di linee guida e strumenti di supporto per incorporare adeguatamente i SE nella pianificazione e più in generale nelle strategie di sviluppo territoriale.

## 8 Bibliografia

- AA.VV. 2015. InVEST 3.3.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Adhikari K., Hartemink, A.E., 2016, Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262 (2016) 101–111
- Adhikari, B., Nadella, K., 2011. Ecological economics of soil erosion: a review of the current state of knowledge. In: R. Costanza et al., editors, *Ecological economics reviews. Annals of the New York Academy of Sciences*. New York Acad. of Sci., New York. p. 134–152. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1219, 134–152.
- Aebischer B, Catenazzi G, Jakob M. (2007). Impact of climate change on thermal comfort, heating and cooling energy demand in Europe. *Eceee 2007 Summer Study. Saving Energy – Just Do It!* <http://www.cipra.org/en/publications/4118>.
- Aidan. M. Keitha, , B. Boot, C. Hazard, R. Niechoj, J. Arroyo, G. D. Bending, T. Bolger, J. Breen, N. Clipson, F. M. Doohan, C. T. Griffin, O. Schmidt, 2012 - Cross-taxa congruence, indicators and environmental gradients in soils under agricultural and extensive land management. *European Journal of Soil Biology*, Volume 49, March–April 2012, Pages 55–62
- Antrop M. (2004), Landscape Change and Urbanization Process in Europe, *Landscape and Urban Planning*, 67: 9-26.
- APAT (2008), *Il suolo, la radice della vita*, APAT, Roma.
- APAT, 2008. *Qualità dell'ambiente urbano Ed. 2008 Focus Suolo, sottosuolo e città*. ISPRA, Roma
- Artmann, M., Bastian, O., & Grunewald, K. (2017). Using the concepts of green infrastructure and ecosystem services to specify Leitbilder for compact and green cities—the example of the landscape plan of Dresden (Germany). *Sustainability*, 9(2), 198.
- ASviS Report 2017 [http://asvis.it/public/asvis/files/Rapporto\\_ASviS\\_2017/Executive\\_summary\\_ASviS\\_Report.pdf](http://asvis.it/public/asvis/files/Rapporto_ASviS_2017/Executive_summary_ASviS_Report.pdf)
- Bagstad, K.J., Johnson, G.W., Voigt, B., Villa, F., 2013a. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services* 4, 117 – 125.
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services* 5, 27 – 39.
- Barrios, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64, 269–285.
- Bastian, O., Haase, D., Grunewald, K., 2012. Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators* 21, 7–16.
- Bateman, I., Mace, G., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K., 2011. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environ Resource Econ* 48, 177–218.
- Battisti C., Romano B., 2007. Frammentazione e connettività: dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale, p. 465, Città Studi Ed., Milano.
- Benevolo, L. 2011. *La fine della città-Intervista a cura di Francesco Ermani*. Editori Laterza Roma-Bari.
- Berardi D., Borghini A., Gusmerotti N. M., Santolini R., Signori F., Traini S. (2017). *Il capitale naturale: l'ambiente che vale*. *Acqua*, n. 85: 1-23. *Ref Ricerche ed.*, Milano
- Blasi C., Capotorti G., Alòs Ortì M.M., Anzellotti I., Attorre F., Azzella M.M., Copiz R., Manes F., Marando F., Marchetti M., Garfi V., Mollo B., Zavattoni L., Ecosystem typification and mapping at the national level: On the importance of detailed thematic maps when addressing biodiversity conservation targets. Submitted to *Applied Vegetation Sciences*, 2016. Manuscript ID AVS-RA-01764.
- Blum W.E.H. (2005), *Functions of Soil for Society and the Environment; Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2005-4: 75-79.
- Bobbio L., 2011 *Conflitti territoriali: sei interpretazioni Tema*. *Journal of Land Use, Mobility and Environment* 4 (4), 79-88

- Bond, C.A., Hoag, D.L., Kipperberg, G., 2011. Agricultural Producers and the Environment: A Stated Preference Analysis of Colorado Corn Producers. *Can J Agr Econ* 59, 127-144.
- Borrelli, P., Van Oost, K., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Panagos, P. 2018. A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environmental Research*, 161: 291-298.
- Braat L., ten Brink P., 2008. The Cost of Policy Inaction The case of not meeting the 2010 biodiversity target Alterra-rapport 1718 Alterra, Wageningen, 2008
- Braca G., 2017. La Disponibilità della Risorsa Idrica Naturale e suoi Trend. In 3° Rapporto Generale sulle Acque: Obiettivo 2030. Utilitatis, Roma.
- Braca, G., e Ducci, D., 2018. Development of a GIS Based Procedure (BIGBANG 1.0) for Evaluating Groundwater Balances at National Scale and Comparison with Groundwater Resources Evaluation at Local Scale. In *Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean Area*, Calvache, M.L., Duque, C., Pulido-Velazquez, D. (Eds.), Springer, January 2018. DOI10.1007/978-3-319-69356-9\_7.
- Brady, N. C. and Weil, R.R., 1999, *The nature and properties of soils*, 12th edn, Prentice-Hall Inc.,
- Brevik E.C., Burgess L.C. (Eds.) – 2013. *Soils and human health*. CRC Press.
- Brotto L., Corradini G., Maso D., Portaccio A., Perugini L., Pettenella D., Storti D., Maluccio S. e Romano, R. (2016). *Stato del Mercato Forestale del Carbonio in Italia 2016*. Nucleo Monitoraggio del Carbonio, CREA, Rome.
- Brouwer R. & Hassan R. (2013). *Water-related ecosystem services*. In: Pieter J. H. van Beukering, Elissaios Papyrakis, Jetske Bouma, Roy Brouwer (a cura di), *Nature's Wealth: The Economics of Ecosystem Services and Poverty*. Cambridge University Press
- Brouwer, R., Brander, L., Kuik, O., Papyrakis, E., Elissaios, E., Bateman, I., 2013. TEEB follow-up study for Europe.
- Brown, G., & Raymond, C.M. 2013 *Methods for identifying land use conflict potential using participatory mapping*. *Landscape Urban Planning*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.007>
- Brown, G., 2013. The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. *Ecosystem Services* 5, 58 – 68.
- Brussaard, L., 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* 563–570.
- Brussaard, L., de Ruiter, P.C., Brown, G.G., 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 233–244.
- Byrd, K.B., Flint, L.E., Alvarez, P., Casey, C.F., Sleeter, B.M., Souland, 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, 729–750. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-015-0159-7>
- Calzolari C, Ungaro F., Filippi N, Guermandi M, Malucelli F., Marchi N, Staffilani F, Tarocco P (2016) A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale, *Geoderma*, 261, 190-203.
- Capotorti, G., Alós Ortí, M.M., Anzellotti, I., Azzella, M.M., Copiz, R., Mollo, B., Zattero, L., 2015. The MAES process in Italy: contribution of vegetation science to implementation of European Biodiversity Strategy to 2020. *Plant Biosyst.* 149,949–953.
- Castro, A. J., Verburg, P. H., Martín-López, B., Garcia-Llorente, M., Cabello, J., Vaughn, C. C., & López, E. (2014). Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landscape and Urban Planning*, 132, 102-110. CepEA, 2018 in ISPRA, 2018 Rapporto sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, in pubblicazione. ISPRA, Roma
- Chelsea E. Berg, Madeleine M. Mineau, Shannon H. Rogers, Examining the ecosystem service of nutrient removal in a coastal watershed, 2016, *Ecosystem Services*, Volume 20, Pages 104-112, ISSN 2212-0416, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.007>.
- Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., & Kenter, J. O. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological economics*, 83, 67-78.

- Clothier, B.E., Hall, A.J., Deurer, M., Green, S.R., Mackay, A.D., 2009. Soil Ecosystem Services. In: *Sustaining Soil Productivity in Response to Global Climate Change*, Wiley-Blackwell, pp. 117–139.
- Colombo, S., Calatrava-Requena, J., Hanley, N., 2006. Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. *Ecological Economics* 58, 850-861.
- Comerford, N., Franzluebbers, A.J., Stromberger, M.E., Morris, L., Markewitz, D., Moore R., 2013. Assessment and Evaluation of Soil Ecosystem Services Soil Horizons, doi:10.2136/sh12-10-0028 available at <https://nalcd.nal.usda.gov/download/57856/PDF>
- Comitato Capitale Naturale (2018), 2nd Report on the State of Natural Capital in Italy. Roma.
- Commissione Europea, 2002, Verso una strategia tematica per la protezione del suolo, COM(2002) 179. Bruxelles, 16.4.2002.
- Commissione Europea, 2006. Strategia tematica per la protezione del suolo, COM(2006) 231. Bruxelles, 22.9.2006.
- Commissione Europea, 2009. The climate change challenge for European regions. (Authors: Kelemen A, Munch W, Poelman H, Gakova Z, Dijkstra L, Torighelli B). Directorate-General Regional Policy - Policy development, Conception, forward studies, impact assessment. Brussels, March 2009.
- Commissione Europea, 2011a, Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects. Technical Report 2011-050.
- Commissione Europea, 2011b, Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse, COM(2011) 571. Bruxelles, 20.9.2011.
- Commissione Europea, 2011c. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. COM (2011)244 final.
- Commissione Europea, 2012, Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo, SWD (2012) 101. Bruxelles, 15.5.2012.
- Commissione Europea, 2013, Superfici impermeabili, costi nascosti. Alla ricerca di alternative all'occupazione e all'impermeabilizzazione dei suoli. Lussemburgo.
- Commissione Europea, 2014. Public consultation on the future EU initiative on No Net Loss of biodiversity and ecosystem services [WWW Document]. URL [http://ec.europa.eu/environment/consultations/nnl\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/consultations/nnl_en.htm) (accessed 8.31.14).
- Cortinovis, C., Geneletti, D. Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decisions *URBANISTICA INFORMAZIONI*. - 272:s.i.(2017), pp. 841-847.
- Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S. J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R. K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26 (2014) 152–158.
- Costanza, R., d' Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387.
- Costanza, R., Daly, H.E., 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation biology* 6, 37–46.
- CREA per GSP-Italia, 2018. Carta italiana del carbonio organico, CREA. Scaricabile da <http://54.229.242.119/apps/GSOCmap.html#>
- Cuttle SP, Chadwick DR, Chambers BJ, Haygarth PM, Harris D, Humphrey R, Macleod CJA, Newell-Price P, Scholefield D, Shepherd MA. 2007
- Daily, G.C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington.
- Daily, G.C., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 1997. Ecosystem services supplied by soil. In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision-making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 21–28.
- Dale, V.H., Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological economics* 64, 286–296.

- Dall'Olio, N., Bazzocchi, S., 2017 Saldo zero di consumo di suolo: dall'enunciazione all'attuazione -Un progetto LIFE per applicare l'obiettivo comunitario del consumo netto di suolo zero a scala comunale. Documenti di approfondimento <http://www.sos4life.it/documenti/>
- Daly, H.E., 1977. *Steady-state economics: the economics of biophysical equilibrium and moral growth*. Island Press.
- Davoudi, S., & Brooks, E. (2014). When does unequal become unfair? Judging claims of environmental injustice. *Environment and Planning A*, 46(11), 2686-2702.
- De Groot, R. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and urban planning*, 75(3-4), 175-186.;
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1, 50–61.
- De Groot, R., Van der Perk, J., Chiesura, A., van Vliet, A., 2003. Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecological Economics* 44, 187–204.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260 – 272.
- Defra, UK, 2011. Cost of soil degradation in England and Wales project defra [WWW Document]. URL <http://sciencesearch.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=16992> (accessed 9.3.14).
- Dente, B., 2011 *Le decisioni di policy: come si prendono, come si studiano*. Il mulino, Bologna.
- 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.
- Dick, J., Maes, J., Smith, R.I., Paracchini, M.L., Zulian, G., 2014. Cross-scale analysis of ecosystem services identified and assessed at local and European level. *Ecological Indicators* 38, 20 – 30.
- Dodds, W.K., Perkin, J.S., Gerken, J.E., 2013. Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environ. Sci. Technol.* 47, 9061–9068. <http://dx.doi.org/10.1021/es4021052>.
- Dominati, E. AD Mackay, 2013 Using an ecosystem services approach to assess the cost of soil erosion and holistic value of soil conservation in hill country
- Dominati, E., A. Mackay, S. Green & M. Patterson, 2011. The value of soil services for nutrient management. *AgResearch*
- Dominati, E., Mackay, A., Green, S., Patterson, M., 2014. 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
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69, 1858 – 1868.
- Eastwood, C., Krausse, M., Alexander, R.R., 2000. *Muddied Waters: Estimating the national economic cost of soil erosion and sedimentation in New Zealand*.
- EEA, 1999, *Environmental Indicators: Typology and Overview*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2006, *Urban sprawl in Europe – the ignored challenge* (Report no. 10), European Environmental Agency, Copenhagen.
- EEA, 2010. *L'ambiente in Europa — Stato e prospettive nel 2010: Sintesi*. Agenzia europea dell'ambiente, Copenhagen
- EEA, 2013, *Land take* (CSI 014/LSI 001), European Environment Agency (EEA), <http://www.eea.europa.eu/data-andmaps/indicators/land-take-2/assessment-2>.
- EEA, 2014. *Costs of air pollution from European industrial facilities 2008–2012 — an updated assessment*. EEA Technical report No 20/2014.

- EEA, 2015a. <http://www.eea.europa.eu/soer-2015/europe/natural-capital-and-ecosystem-services>. Published 18 Feb 2015 Last modified 15 Nov 2016, 11:30 AM, visited 4 January 2017.
- EEA, 2015b. European Environment State and Outlook Report 2015 - SOER 2015.
- EEA, 2015c. Air quality in Europe — 2015 report. EEA Report No 5/2015.
- EEA, 2017a. Imperviousness and imperviousness change. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/imperviousness-change-1/assessment>.
- EEA, 2017b, Landscapes in transition. An account of 25 years of land cover change in Europe, EEA Report n. 10/2017, European Environment Agency, Copenhagen.
- Einaudi, Prediche inutili, Torino, 1964, pp. 3-14
- Ellis, E.C., 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369, 1010–1035.
- 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
- Ernstson, H., 2013. The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning* 109, 7–17.
- Escobedo, F.J., Nowak, D.J., 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landsc. Urban Plan.* 90, 102–110.
- European Commission, 2014b. Mapping and assessment of ecosystems and their services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 second Report – Final, February 2014.
- Eurostat (2016), Land cover and land use (LUCAS) statistics. [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Land\\_cover\\_and\\_land\\_use\\_\(LUCAS\)\\_statistics#Further\\_Eurostat\\_information](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Land_cover_and_land_use_(LUCAS)_statistics#Further_Eurostat_information).
- Farley, J., 2012. Ecosystem services: The economics debate. *Ecosystem Services* 1, 40–49.
- Felipo Meireles de Brito, Simone Georges El Khouri Miraglia & Décio Semensatto (2018): Ecosystem services of the Guarapiranga Reservoir watershed (São Paulo, Brazil): value of water supply and implications for management strategies, *International Journal of Urban Sustainable Development To link to this article: <https://doi.org/10.1080/19463138.2018.1442336>*
- Fioravanti, G-, Toreti, A., Frascchetti, 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*
- Fioravanti, G., Toreti, A., Frascchetti, P., Perconti, W. and Desiato, F. (2010): Gridded monthly temperatures over Italy. *EMS Annual Meeting Abstracts, 7, EMS2010-306, ECAC Conference, Zurich, 13–17 September 2010*
- Forte, 1970 *Manuale di politica economica*, 1970 vol. 2, e 1975 vol. 4. Torino / Einaudi
- Fürst C. (2015). Does using the ecosystem services concept provoke the risk of assigning virtual prices instead of real values to nature? Some reflections on the benefit of ecosystem services for planning and policy consulting, *European Journal of Ecology* 2015, 1(2): 39-44.
- Gallai N., Salles J.-M., Settele J., Vaissière Bernard E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68 (2009) 810-821.
- Gardi C., Dall’Olio N., Salata S. (2013), *L’insostenibile consumo di suolo*, Edicom Edizioni, Monfalcone.
- Georgescu-Roegen, N., 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Giorgi, F., Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet. Change* 63, 90–104.
- Giupponi, C., Galassi, S., Pettenella, D., 2010. Definizione del metodo per la classificazione e quantificazione dei servizi ecosistemici in Italia.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245.

- Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209–1218.
- Gomez-Baggethun, E., Olsson, P., & Montes, C. (2009). Learning with crises: building resilience to secure ecosystem services in Mediterranean resource management systems. In *Proceedings of the 8th International Conference of the European Society for Ecological Economics*.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., van Grinsven, H., Cardoso, A.C., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R., Jones, P., 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. In: Sutton, M., Britton, C., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Greenfeld, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guo, Z., Xiao, X., Li, D., 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecol. Appl.* 10 (3), 925–936.
- Hackbart VCS, Lima GTNP, Santos RF. 2017. Theory and practice of water ecosystem services valuation: where are we going?. *Ecosyst Serv.* 23:218–227
- Haeckel, E., 1868. *Natürliche Schöpfungsgeschichte - THE HISTORY OF CREATION: OR THE DEVELOPMENT OF THE EARTH AND ITS INHABITANTS BY THE ACTION OF NATURAL CAUSES.*, English edition 1876. Ed. D. APPELTON AND COMPANY, New York.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis* 110–139.
- Hanley N, Spash C. 1993. *Cost–Benefit Analysis and the Environment*. Aldershot (United Kingdom): Edward Elgar.
- Häyhä, T., Franzese, P.P., 2014. Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling* 289, 124–132.
- Heal, G.M., Small, A.A., 2002. Agriculture and ecosystem services. *Handbook of agricultural economics* 2, 1341.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M., 2011. The water footprint assessment manual: Setting the global standard.
- Hopman, V., G.de Lange, . Vonhogen, P. Kruiver, F. van Leijen, R.Lanoshi ,(2013) Report on pilot service Rhine-Meuse Delta. Subcoast Deliverable D3.2.3.
- Hoyer and Chang, 2014 Assessment of freshwater ecosystem services in the Tualatin and Yamhill basins under climate change and urbanization. *Applied Geography* 53:402-416
- 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.
- Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, United States Government, 2016. Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866 (May 2013, Revised August 2016)
- IPOL\_STU(2017)601973\_EN, 2017 direttore generale AGRI Report di ricerca sulla tutela dei suoli agricoli
- 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 (2016), pp. 27-48 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.163>
- ISPRA (2016), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016. Rapporti 248/2016.
- ISPRA (2016), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016, Rapporto 248/2016.
- ISPRA (2017), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2017. Rapporti 266/2017. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/consumo-di-suolo-dinamiche-territoriali-e-servizi-ecosistemici>.
- ISPRA, 2013. “Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure e interventi in campo agricolo e forestale”.
- ISPRA, 2014. “Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2012. National Inventory Report 2014”. ISPRA, Rapporti 198/14.

- ISPRA, 2015. Annuario dei dati ambientali, edizione 2015.
- ISPRA, 2016. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016, Rapporto 248/2016.
- ISPRA, 2017a. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2017. Rapporto 266/2017.
- ISPRA, 2017b. Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2015. National Inventory Report 2017. Rapporto 261/2017.
- ISTAT, 2005. Statistiche dell'agricoltura. Anno 2000. Annuario, n. 48-2005.
- ISTAT, 2017. GIORNATA MONDIALE DELL'ACQUA Le statistiche dell'Istat. <http://www4.istat.it/it/archivio/198245>
- IUCN, 2015. "IUCN report. Nearly one in 10 wild bee species face extinction in Europe while the status of more than half remains unknown". <http://www.iucn.org/?19073/Nearly-one-in-ten-wild-bee-species-face-extinction-in->
- IUSS Working Group, W., 2006. World reference base for soil resources (World Soil Resources Reports No. No. 103 2nd edition). FAO, Rome.
- Jerath, M., Bhat, M., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Simard, M., & Twilley, R. R. (2016). The role of economic, policy, and ecological factors in estimating the value of carbon stocks in Everglades mangrove forests, South Florida, USA. *Environmental Science & Policy*, 66, 160-169.
- Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, A., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.-E., Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F., Viestova, E. & Yigini, Y. 2011. The State of Soil in Europe. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Jónsson, J.Ö.G., Davíðsdóttir, B. 2016. Classification and valuation of soil ecosystem services . *Agricultural Systems* 145 (2016) 24–38
- JRC (2016), Soil threats in Europe. Status, methods, drivers and effects on ecosystem services, Joint Research Centre – European Commission, EUR 27607.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54 – 78.
- Keesstra, S.D., Geissen, V., Mosse, K., Piirainen, S., Scudiero, E., Leistra, M., van Schaik, L., 2012. Soil as a filter for groundwater quality. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4 (5), 507–516.
- Klein et al. (2007), In Elmqvist T., Maltby E., Barker T., Mortimer M., Perrings C., 2010. Biodiversity, ecosystem and ecosystem services. TEEB.
- 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.
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., ... & Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological indicators*, 74, 392-402.
- La Notte, A., Liqueste, 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. *Ecol. Indic.* 48, 292–302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.006>.
- La Notte, A., Maes, J., Grizzetti, B., Bouraoui, F., Zulian, G., 2012a. Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean biogeographical region. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 26–34.4
- Larondelle, N., Haase, D., Kabisch, N., 2014. Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Glob. Environ. Chang.* 26, 119–129.
- Leone A., Maddalena P., Montanari T., Settis S. (2013), *Costituzione incompiuta. Arte, paesaggio, ambiente*, Einaudi, Torino.
- Leonhardt S. D., Gallai N., Garibaldi L. A., Kuhlmann M., Klein A.-M., 2013. Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 14 (2013) 461-471.
- Lo Balbo, 2014 *Moratoria alla cementificazione: i "diritti edificatori" sono intoccabili ed eterni?* <http://www.salviamoilpaesaggio.it/blog/2014/05/i-diritti-edificatori-sono-veramente-intoccabili-ed-eterni/>

- Lupia, F. (2013). "MARSALa - A Model-based irrigation water consumption estimation at farm level". INEA, 2013.
- Mace, G. M., Hails, R. S., Cryle, P., Harlow, J., & Clarke, S. J. (2015). Towards a risk register for natural capital. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 641-653.
- Maddalena, P. 2014 Il territorio bene comune degli italiani -Proprietà collettiva, proprietà privata e interesse pubblico. Donzelli, Roma
- 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, Lavallo 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
- Maes J, Teller A, Erhard M, 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., Barbosa, A., Baranzelli, C., Zulian, G., Batista e Silva, F., Vandecasteele, I., Hiederer, R., Liqueste, C., Paracchini, M., Mubareka, S., Jacobs-Crisoni, C., Castillo, C., Lavallo, C., 2014. More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landscape Ecology* 1–18.
- Maes, J., Egoh, N., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., La Notte, A., Zulian, G., Bouraoui, F., Paracchini, M.L., Braat, L., Bidoglio, G. (2012), "Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union", in *Ecosystem Services*, Volume 1, Issue 1 (pag.31-39)
- Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamäki, O., Hutchins, M., Termansen, M., Furman, E., Pérez-Soba, M., Braat, L., Bidoglio, G., 2013a. Mainstreaming ecosystem services into {EU} policy. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 128 – 134.
- Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamäki, O., Termansen, M., Perez-Soba, M., Kopperoinen, L., Rankinen, K., Schängler, J.P., Henrys, P., 2012. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: Methods, case studies and policy analysis-phase 2 Synthesis report.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., 2013b. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5.
- Maes, J., Zulian, G., Paracchini, M.L., 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services Towards an atlas of ecosystem services.
- Magnaghi, A., e Shiva, V., 2013. In *Scienze del Territorio : rivista di Studi Territorialisti* : 1, 2013
- 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(1), 349-360.
- Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L., Ciancarella, L., Mircea, M., Marchetti, M., Chiici, G., 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.
- Mannarini T. e Roccato M. Uses of the term NIMBY in the Italian press, 1992–2008, *Environmental Politics*, Volume 20, Issue 6, 2011.
- Marchetti M., Lasserre B., Pazzagli R., Sallustio L. (2014). Rural areas and urbanization: analysis of a change. *Scienze del territorio* (2): 239-258. ISSN 2284-242X.
- Marino D., Pallotta L., Blasi F., 2012. I servizi agro-ecosistemici: pagamenti per i servizi ecosistemici alla luce delle proposte per la nuova Pac. *Agriregionieu-ropa*, 30, 76-80.
- Martinez-Alier, Joan. *Ecologia dei poveri. La lotta per la giustizia ambientale*. Vol. 840. Editoriale Jaca Book, 2009.
- Martin-Ortega J. Ferrier R.C. Gordon I.J. Khan S. 2015. *Water Ecosystem services*. International hydrology series, Cambridge Univ. Press

- McCormack, D. E., Young K. K. and Kimberlin L. W. -1982. Current criteria for determining soil loss tolerance. in Schmidt, B. L., R. A. Allmaras, J. V. Mannering, and R. I. Papendick, editors, *Determinants of Soil Loss Tolerance*, ASA Special Publication No. 45, Am. Soc. Agr., Madison, WI 53711.
- McHarg, I., 1969. *Design with Nature*. History Press,, Garden City.
- Meadows D.H., 1972 – I limiti dello sviluppo, Mondadori, Milano
- Meadows, D., Randers, J., Meadows, D., 2004. *Limits to growth: the 30-year update*. Chelsea Green Publishing.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. World Resources Institute. Washington, D.C. (USA).
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. World Resources Institute. Washington, D.C. (USA).
- Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (2017), *Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile*, Ottobre 2017.
- Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2017 *Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile*.
- Miranowski, J.A., Hammes, B.D., 1984. Implicit Prices of Soil Characteristics for Farmland in Iowa. *Am J Agr Econ* 66, 745-749
- Mircea, M., Ciancarella, L., Briganti, G., Calori, G., Cappelletti, A., Cionni, I., et al., 2014. Assessment of the AMS-MINNI system capabilities to predict air quality over Italy for the calendar year 2005. *Atmos. Environ.* 84, 178–188.
- Mokondoko, P, Manson, R, Ricketts, T, & Geissert, D 2018, 'Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services', *Plos ONE*, 13, 2, pp. 1-27, Academic Search Index, EBSCOhost, viewed 7 June 2018
- Morabito M, Crisci A, Messeri A, Orlandini S, Raschi A, Maracchi G, Munafò M. (2016). The impact of built-up surfaces on land surface temperatures in Italian urban areas. *Sci Total Environ.* 2016 Feb 12;551-552.
- Morri, E.; Pruscini, F.; Scolozzi, R.; Santolini, R. 2014. A Forest Ecosystem Services evaluation at the river basin scale: supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy) *Ecological Indicators* 37: 210-219.
- Munafò M., Assennato, F., Congedo, L., Luti, T., Marinosci, I., Monti, G., Riitano, N., Sallustio, L., Strollo, A., Tombolini, I., Marchetti, M. 2015. Il consumo di suolo in Italia Rapporti 218/2015, ISPRA, Roma;
- Munafò M., Tombolini I., 2014. Il consumo di suolo in Italia, Edizione 2014, ISPRA, Roma
- Munang, R., Thiaw, I., Alverson, K., Liu, J., Han, Z., 2013. The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 47–52.
- Murcia, C., Aronson, J., Kattan, G.H., Moreno-Mateos, D., Dixon, K., Simberloff, D., 2014. A critique of the “novel ecosystem” concept. *Trends in ecology & evolution*.
- Nanere, M., Fraser, I., Quazi, A., D’Souza, C., 2007. Environmentally adjusted productivity measurement: An Australian case study. *Journal of environmental management* 85, 350–362.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7 (1), 4–11.
- Ninan, K. N., & Inoue, M. (2013). Valuing forest ecosystem services: Case study of a forest reserve in Japan. *Ecosystem Services*, 5, 78-87.
- Noe, R. R., Nachman, E. R., Heavenrich, H. R., Keeler, B. L., Hernández, D. L., & Hill, J. D. (2016). Assessing uncertainty in the profitability of prairie biomass production with ecosystem service compensation. *Ecosystem Services*, 21, 103-108.
- Nogué S., Long P.R., Eycott A.E., de Nascimento L., Fernández-Palacios J.M., Petrokofsky G., Vandvik V., Willis K.J. (2016). “Pollination service delivery for European crops: Challenges and opportunities”. *Ecol. Econ.* (128).
- Odum, E.P., 1963. *Ecology, Modern biology series*. Holt, Rinehart and Winston.

- Office of Information and Regulatory Affairs, 2013. Technical update of the social cost of carbon for regulatory impact analysis. <https://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/infoereg/scc-tds-final-july-2015.pdf>
- Oriol Nel.lo, 2015 in Fregolent, L. *Conflitti e territorio*. FrancoAngeli.
- Ostrom, E., 2009. *A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems* Vol. 325, pp. 419–422.
- Ottaviani D., Scialabba N. (edito da) (2011), “Payments for ecosystem services and food security”. Fao, Rome
- Panagos P., Ballabio C., Borrelli P., Meusburger K., Klik A., Rouseva S., Tadic M.P., Michaelides S., Hrabalíková M., Olsen P., Aalto J., Lakatos M., Rymaszewicz A., Dumitrescu A., Beguería S., Alewell C., 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Sci Total Environ*. 511 (2015), pp. 801-814. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.008.
- Panagos P., Borrelli P., Meusburger C., Alewell C., Lugato E., Montanarella L., 2015c. Estimating the soil erosion cover-management factor at European scale. *Land Use policy journal*. 48C, 38-50
- Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., van der Zanden E.H., Poesen J., Alewell C., 2015b. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European Scale. *Environmental Science & Policy*, 51: 23-34.
- Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of Total Environment*, 479–480 (2014) pp. 189–200
- Paolanti M.(2010), *Linee guida per il trattamento dei suoli nei ripristini ambientali legati alle infrastrutture*. Manuali e linee guida 65.2/2010. ISPRA - AIP - CATAP.
- Paoletti, M.G., 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 137–155.
- Parlamento europeo e Consiglio (2013), *Decisione n. 1386/2013/UE del Parlamento europeo e del Consiglio del 20 novembre 2013 su un programma generale di azione dell’Unione in materia di ambiente fino al 2020 «Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta»*, GUUE, L 354, 28.12.2013: 171-200.
- Pearce, D. and Turner, K. 1990 *Economics of Natural Resources and the Environment*, Harvester Wheatsheaf, Hemel Hempstead, Ch.9
- Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S., 2006. *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*. Paris : Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Penna et al. 2018 in ISPRA, 2018 *Rapporto sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*, in pubblicazione. ISPRA, Roma.
- Pickett S., Cadenasso M., McGrath B., *Resilience in ecology and urban design, – Linking theory and practice for sustainable cities*, Springer 2013
- Pickett, S.T.A., M.L. Cadenasso, J.M. Grove, C.G. Boone, P.M. Groffman, E. Irwin, S.S. Kaushal, V. Marshall, B.P. McGrath, , C.H. Nilon, R.V. Pouyat, K. Szlavecz, A. Troy, P. Warren. 2011. *Urban Ecological Systems: Scientific Foundations and a Decade of Progress*. *Journal of Environmental Management* 92 (3): 331–62.
- Pileri P. (2007), *Compensazione ecologica preventiva. Principi, strumenti e casi*. Carocci Editore, Roma.
- Pileri P. (2015), *Che cosa c’è sotto*. Altreconomia, Milano.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B., 1997. *Economic and environmental benefits of biodiversity*. *Bioscience* 47, 747-757
- Pizzo B., Di Salvo G., *Political re-scaling e pianificazione: asimmetrie di potere nei conflitti sugli usi del suolo*. Atti della XV Conferenza SIU- Planum n.25-2012
- Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D. et al. *Environ Resource Econ* (2011) 48: 219.
- Potschin, M., Haines-Young, R., 2013. *Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services*. *Landscape Ecology* 28, 1053–1065.
- Power, A.G., 2010. *Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies*. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences* 365, 2959–2971.

- Pretty, J., 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 447–465.
- Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R., Mason, C., Morison, J., Raven, H., Rayment, M., Van der Bijl, G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural systems* 65, 113–136.
- Pulleman, M., Creamer, R., Hamer, U., Helder, J., Pelosi, C., Pérès, G., Rutgers, M., 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 529–538.
- Rauscher, H.M., 1999. Ecosystem management decision support for federal forests in the United States: A review. *Forest Ecology and Management* 114, 173 – 197.
- Reddy, S.M.W., McDonald, R.I., Maas, S., Rogers, A., Girvetz, A., North, E.H., Molnar, J., Finley, J., Leathers, T., L. DiMuro, G., J, 2015. Finding solutions to water scarcity: incorporating ecosystem service values into business planning at The Dow Chemical Company's Freeport, TX facility. *Ecosyst. Serv.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.001>.
- Reisner D. E, Pradeep T. edited by (2014) *Aquananotechnology: Global Prospects*, CRC Press
- Repetto, R., Rothman, D.S., Faeth, P., Austin, D., 1997. Productivity measures miss the value of environmental protection. *Choices* 12.
- Robinson, D. A. & Lebron I., 2010. On the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 70, pag. 137-138
- Robinson, D. A., Lebron, I. & Vereecken, H. 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1904-1911.
- Robinson, D., Hockley, N., Cooper, D., Emmett, B., Keith, A., Lebron, I., Reynolds, B., Tipping, E., Tye, A., Watts, C., 2013. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biology and Biochemistry* 57, 1023–1033.
- Robinson, D., Hockley, N., Dominati, E., Lebron, I., Scow, K., Reynolds, B., Emmett, B., Keith, A., de Jonge, L., Schjønning, P., Moldrup, P., Jones, S. & Tuller, M. 2012 - Natural capital, ecosystem services and soil change: why soil science must embrace an ecosystems approach. *Vadose Zone Journal* 11.
- Rodríguez M.I., Cuevas M.M., Martínez G., Moreno B. (2014). “Planning criteria for water sensitive urban design”. *WIT Transaction on Ecology and the Environment* 191:1579-1591.
- Rodríguez-Entrena, M., Barreiro-Hurlé, J., Gómez-Limón, J. A., Espinosa-Goded, M., & Castro-Rodríguez, J. (2012). Evaluating the demand for carbon sequestration in olive grove soils as a strategy toward mitigating climate change. *Journal of environmental management*, 112, 368-376.
- Romano B., Zullo F., 2014. Land urbanization in Central Italy: 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*, 9:2, 143-164.
- Ronchi, S. 2018. In *ISPRA 2018 Rapporto sul consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*, in pubblicazione. ISPRA, Roma
- 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.
- Roussel, F. Catharina J.E. Schulp, Peter H. Verburg, Astrid J.A. van Teeffelen, 2017. Testing the applicability of ecosystem services mapping methods for peri-urban contexts: A case study for Paris, *Ecological Indicators*, Volume 83, 2017, Pages 504-514,
- Rozas-Vásquez, D., Fürst, C., Geneletti, D., & Almendra, O., 2018. Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales. *Land Use Policy*, 71, 303-310.
- Ruckelshaus, M., McKenzie, E., Tallis, H., Guerry, A., Daily, G., Kareiva, P., Polasky, S., Ricketts, T., Bhagabati, N., Wood, S.A., Bernhardt, J., 2013. Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics*

- Salata, S. 2015 Mappare i Servizi ecosistemici. Il caso di Bruino per lo sviluppo del progetto Life Sam4cp, in «Urbanistica Informazioni», 261–262, p. 114–116
- Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M. (2013). Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *Territori* (18): 46-53
- 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., Quatrini V., Geneletti, D., P. 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* 74 (2015)
- Salvati L., Munafò M., Morelli V.G., Sabbi A. 2012, Low-density Settlements and Land Use Changes in a Mediterranean Urban Region, *Landscape and Urban Planning* 105(1-2): 43-52.
- San, C.C., Rapera, C.L., 2010. The On-site Cost of Soil Erosion by the Replacement Cost Methods in Inle Lake Watershed, Nyaung Shwe Township, Myanmar. *J Environ Sci Manag* 13, 67-81.
- Sánchez-Canales, M., Benito, A. L., Passuello, A., Terrado, M., Ziv, G., Acuña, V., ... & Elorza, F. J. , 2012. Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed. *Science of the Total Environment*, 440, 140-153.
- 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. *Ecological Economics* 64, 835-848
- Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2014) Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. *Metodi di valutazione. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168)*, EURAC research, Bolzano, p. 73.
- Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2015). Applicazione del modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. *Parte 1: Quantificazione dei servizi ecosistemici. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168)*, EURAC research, Bolzano, p. 105.
- Schlosberg, D., 2013. Theorising environmental justice: the expanding sphere of a discourse, *Environmental Politics* 22 (1), 37-55
- Schröter, M., Zanden, E. H., Oudenhoven, A. P., Remme, R. P., Serna-Chavez, H. M., Groot, R. S., & Opdam, P. (2014). Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments. *Conservation Letters*, 7(6), 514-523.
- Schulte, R. P., Creamer, R. E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C., & O'huallachain, D. (2014). Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. *Environmental Science & Policy*, 38, 45-58.
- Scolozzi, R., Morri, E., Santolini, R., 2012. Delphi-based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. *Ecological Indicators* 21, 134 – 144.
- Searle G. 2013 *Strategic Planning and Land Use Planning Conflicts: The role of Statutory Authority in AESOP 2013* atti
- Sen, A., 2009. *The idea of Justice* , Penguin Books
- Setälä, H., Bardgett, R.D., Birkhofer, K., Brady, M., Byrne, L., de Ruiter, P.C., de Vries, F.T., Gardi, C., Hedlund, K., Hemerik, L., Hotes, S., Liiri, M., Mortimer, S.R., Pavao-Zuckerman, M., Pouyat, R., Tsiafouli, M., van der Putten, W.H., 2014. Urban and agricultural soils: conflicts and trade-offs in the optimization of ecosystem services. *Urban Ecosyst* 17, 239–253.
- 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., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L.,

- Bierbower, W., Denu, D., and Douglass, J., 2016. InVEST 3.3.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Spangenberg, J.H., Görg, C., Truong, D.T., Tekken, V., Bustamante, J.V., Settele, J., 2014a. Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10, 40–53.
- Spangenberg, J.H., von Haaren, C., Settele, J., 2014b. The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. *Ecological Economics* 104, 22–32.
- Steiner F., Wheeler, S. M. (2012), *Urban Ecological Design: A Process for Regenerative Places* by Danilo Palazzo and Frederick Steiner. *Journal of Regional Science*, 52: 719–720.
- Steiner, F., 2014. Frontiers in urban ecological design and planning research. *Landscape and Urban Planning* 125, 304–311.
- Stern, N. (ed) (2006). *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Storti, D., Brotto, L., Pettenella, D., Chiriaco, M.V., Maluccio, S., Maso, D., Corradini, G., Portaccio, A., Perugini, L., Romano, R. (2015). *Stato del Mercato Forestale del Carbonio in Italia 2015*. Nucleo Monitoraggio del Carbonio, CREA, Rome.
- Straton, A., 2006. A complex systems approach to the value of ecological resources. *Ecological Economics* 56, 402–411.
- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Landis, D.A., 2006. Ecosystem services from agriculture: looking beyond the usual suspects. *American Journal of Agricultural Economics* 88, 1160–1166.
- Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Sharp, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., and Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Griffin, R., Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., 2013. InVEST 3.0.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford.
- Taylor, D. E. (2000). The rise of the environmental justice paradigm injustice framing and the social construction of environmental discourses. *American behavioral scientist*, 43(4), 508-580.
- TEEB, 2010. *Mainstreaming the economics of nature a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- TEEB, 2013. *The economics of ecosystems and biodiversity valuation database - manual*.
- 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
- Tilly C. 1992, *Enciclopedia delle scienze sociali*, Treccani
- Tol R.S.J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33:2064–74.
- Toth G, Jones A, Montanarella L., 2013. LUCAS topsoil survey. Methodology, data, results. JRC Technical Reports. Luxembourg. Publications office of the European Union, EUR 26102—scientific, technical research series
- Toth, G., Jones, A., Montanarella, L. eds. (2013): *LUCAS Topsoil Survey. Methodology, data and results*. JRC Technical Reports. Luxembourg. Publications Office of the European Union, EUR 26102 - Scientific and Technical Research series - ISSN 1831-9424 (online); ISBN 978-92-79-32542-7; doi: 10.2788/97922
- Touraine, A. 1975. *La produzione della società*. Il Mulino, Bologna.
- Transley, A.G., 1935. The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology* 16, 284–307.
- UK National Ecosystem Assessment, 2011. *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*.
- UN (2012), *The Future We Want*, A/RES/66/288, United Nations.
- UN (2015), *Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development*, A/RES/70/1, United Nations.

- Ungaro, F., Zasada, I., Piorr, A., 2014. Mapping landscape services, spatial synergies and trade-offs. A case study using variogram models and geostatistical simulations in an agrarian landscape in North-East Germany. *Ecological Indicators* 46, 367–378.
- Unione Europea (2013). “Scheda informativa. I benefici economici di Natura 2000”. <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/factsheets/economic/it.pdf>
- Unione Europea, Direzione Generale Ambiente, 2014. I benefici economici della rete Ambiente Natura 2000 - Relazione di sintesi ISBN 978-92-79-33178-7.
- UNU-IHDP, UNEP, 2012. Inclusive Wealth report 2012 measuring progress toward sustainability.
- van den Bergh, J., Botzen, W., 2015. Monetary valuation of the social cost of CO2 emissions: A critical survey. *Ecological Economics*, 2015, vol. 114, issue C, 33-46
- van den Bijgaart, I, Gerlagh, R, Korsten, L, & Liski, M 2013, 'A Simple Formula for the Social Cost of Carbon', BASE, EBSCOhost, viewed 30 May 2018.
- Van der Meulen S., Maring, L., 2018 Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Soil ecosystems SOILS4EU/DGENV
- Van der Ryn S., Cowan S. 1996. *Ecological design*, Island Press, Washington, DC
- Van Egmond P. and Ruijs A. (2016), *Natural capital in the Netherlands: Recognising its true value*. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague.
- Van Houtven, G., Mansfield, C., Phaneuf, D.J., von Haefen, R., Milstead, B., Kenney, M.A., Reckhow, K.H., 2014. Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality. *Ecol. Econ.* 99, 40–52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.018>.
- Van Hulle S.W.H., Vandeweyer H.J.P., Meesschaert B.D., Vanrolleghem P.A., Dejans P., Dumoulin A. (2010) Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chem .Eng J.* 8/1;162(1):1-20.
- Vitullo M., De Laurentis R., Federici S. (2007). “La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane”. *Silvae*, 9(3), 91–104.
- Vitullo, M., De Lauretis, R., Federici, S., 2008. La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane. *Silvae*, anno III – n. 9.
- Von der Dunk, A. Grêt-Regamey, A., Dalang, T., Hersperger, A.M., 2011, Defining a typology of peri-urban land-use conflicts – A case study from Switzerland, *Landscape and Urban Planning*. ISSN 0169-2046, <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.007>.
- Walker, B., Pearson, L., Harris, M., Maler, K.-G., Li, C.-Z., Biggs, R., Baynes, T., 2010. Incorporating resilience in the assessment of inclusive wealth: an example from South East Australia. *Environmental and Resource Economics* 45, 183–202.
- Wall, D.H., Bardgett, R.D., Covich, A.P., Snelgrove, P.V., 2004. The need for understanding how biodiversity and ecosystem functioning affect ecosystem services in soils and sediments. In: *Sustaining Biodiversity and Ecosystem Services in Soils and Sediments*. Island Press, pp. 1 – 12.
- Watanabe, M.D.B., Ortega, E., 2011. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: valuation of water, carbon and nitrogen processes. *Environ. Sci. Policy* 14, 594–604. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2011.05.013>
- Watanabe, M.D.B., Ortega, E., 2014. Dynamic energy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. *Ecological Modelling* 271, 113–131.
- Weber, J., 2011. An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe (Technical report No. 13). European Environment Agency.
- Wenz, L., Levermann, A., Auffhammer, M. European electricity demand under future warming- Proceedings of the National Academy of Sciences Aug 2017, 201704339; DOI: 10.1073/pnas.1704339114
- Winfrey, R., Dushoff, J., Crone, E.E., Schultz, C.B., Budny, R.V., Williams, N.M., Kremen, C., 2005. Testing simple indices of habitat proximity. *American Naturalist* 165, pp. 707-717.

- Wu, J., 2014. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning* 125, 209 – 221.
- Xiao Y., Li X., Cao Y., Dong M. (2016). “The diverse effects of habitat fragmentation on plant-pollinator interaction”. *Plant Ecology* pp. 1-12.
- 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.
- Yirga, C., Hassan, R.M., 2010. Social costs and incentives for optimal control of soil nutrient depletion in the central highlands of Ethiopia. *Agricultural Systems* 103, 153–160.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253–260.