

I SERVIZI ECOSISTEMICI, UN VECCHIO APPROCCIO PER UNA NUOVA VISIONE DEI BENI AMBIENTALI

RICCARDO SANTOLINI e ELISA MORRI, Dipartimento di Economia, Società e Politica (DESP) dell'Università di Urbino, Campus Scientifico E. Mattei, 61029 Urbino. riccardo.santolini@uniurb.it.

Tratto da: Santolini R., Morri E. (2017a). *Criteri ecologici per l'introduzione di sistemi di valutazione e remunerazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nella progettazione e pianificazione*. In: La dimensione europea del consumo di suolo e le politiche nazionali, CRCS Rapporto 2017: 149-154, INU ed., Roma.

Santolini R., Morri E. (2017b). *Valutazione e mappatura dei Servizi Ecosistemici: strumenti di governance sostenibile del paesaggio*. Urbanistica 158, INU ed., Roma (in stampa)

LE RAGIONI DI UNA NUOVA VISIONE

Scrive Lewis Mumford (urbanista e sociologo statunitense) nell'introduzione del libro di McHarg (1969):... *e mentre l'industrializzazione e l'urbanizzazione hanno trasformato l'habitat umano, è soltanto negli ultimi cinquant'anni (siamo nel 1969) che si è fatto un tentativo sistematico (ndr. parlando dell'Ecologia) di comprendere che cosa costituisca un ambiente equilibrato e autorinnovantesi, che contenga tutti gli ingredienti necessari per la prosperità biologica, la cooperazione sociale e la stimolazione spirituale dell'uomo*. Parole attuali che anticipano in parte ciò che oggi chiamiamo metabolismo urbano e che è da sempre in contrasto con un'economia di tipo consumistico. Essa infatti si basa sull'approccio lineare le cui parole chiave sono prendi, produci, consuma e getta. Qui i prodotti vengono realizzati per rispondere a un solo bisogno ed i beni vengono comprati, usati e buttati di continuo invece di essere riutilizzati o riparati. Per via delle risorse e delle energie limitate da un lato e degli input non bilanciati dall'altro, questo è insostenibile a livello ambientale, ma anche a livello economico questi processi sono instabili a causa della volatilità del prezzo delle risorse, di interessi fuori scala e dei maggiori rischi implicati.

Al contrario, l'economia circolare sviluppa interesse sull'importanza di vendere servizi piuttosto che prodotti e un'attenzione alla localizzazione dell'attività economica. Proprio per questo, è utile fare chiarezza tra fenomeni e processi ecologici (funzioni), il loro contributo diretto e indiretto e quindi non uguale, al benessere umano (servizi) ed i guadagni di benessere che generano (benefici). Sulla base dell'organizzazione gerarchica dei sistemi ecologici, la struttura ecosistemica è caratterizzata da componenti fondamentali che per Odum e Barrett (2005) sono comunità, flussi di energia e cicli della materia, mentre in una revisione più recente e funzionale, Jørgensen (2012) evidenzia i concetti di biomassa, interazioni e informazioni. La Notte et al. (2016) enfatizzano gli aspetti legati alla complessità dei sistemi sottolineando come un servizio ecosistemico (SE) sia un processo determinato dai rapporti gerarchici verticali e orizzontali in cui ogni livello è vincolato/condizionato dai livelli superiore ed inferiore (ecosistema/paesaggio) e dai rapporti orizzontali (tra ecosistemi o componenti) recuperando anche qui i concetti propri dell'Ecologia del Paesaggio (Forman e Godron 1986). Di fatto le interazioni verticali e orizzontali costituiscono la proprietà emergente (Odum e Barrett, 2005) del sistema che ne caratterizza la funzione e che può diventare servizio.

Di conseguenza, il beneficio è una componente singola, valutabile con una unità di misura ed è il veicolo per godere del servizio (Matthies et al. 2016), mentre il servizio è il risultato di un articolato processo a cascata (La Notte et al., 2016), complesso, che parte dalle componenti fondamentali che formano la struttura biofisica dell'ecosistema, di cui la biodiversità è il motore fondamentale.

Questo complesso di beni, processi o funzioni costituisce il Capitale Naturale, cioè l'intero *stock di beni naturali (comunità e componenti abiotiche) che forniscono beni e servizi di valore, diretto e indiretto, per l'Uomo e che sono necessari per la sopravvivenza dell'ambiente stesso da cui sono generati* (UK Natural Capital Committee) definizione riportata dal Comitato per il Capitale Naturale (art. 67 LN 221/2015) nello spirito della Strategia per lo Sviluppo Sostenibile, a cui la LN 221/15 art. 3 si ispira.

Secondo questi principi, questa generazione deve essere certa di lasciare alla prossima uno stock di capitale non inferiore a quello che possiede ora, intendendo come capitale la possibilità di raggiungere un certo benessere attraverso la creazione di beni e di servizi dai quali dipende il genere umano (BES-ISTAT 2016). In questo modo, il livello di risorse e di capacità produttiva dovrebbe essere il medesimo rispetto ad ogni altra generazione, ma il benessere di ognuna può essere diverso in relazione al tipo di uso del proprio stock di

risorse. Come definito da Pasek (1992) descrivendo lo standard di Locke, ogni generazione dovrebbe lasciare alle altre una quantità di risorse sufficiente e di buona qualità (Santolini e Morri 2017a)

Tuttavia, l'interpretazione dello stock di risorse ha indotto l'elaborazione di diversi modelli di sviluppo sostenibile (Turner et al. 1996) i più rappresentativi dei quali sono quello cosiddetto debole (SSD) e quello denominato forte (SSF).

Per il primo, il Capitale Naturale non necessita di trattamenti particolari dal momento che esso è equiparato alle altre forme di capitale. In sostanza alle nuove generazioni basta il trasferimento di uno stock di capitale aggregato non inferiore a quello che esiste ora, assumendo che ogni tipo di capitale presenta una sostituibilità perfetta. In sostanza tutti i SE hanno "pari dignità" e posso utilizzare le funzioni/servizi ecosistemici da lui prodotti secondo le opportunità indicate dal mercato o dalle politiche economiche.

Al contrario, la sostenibilità di tipo forte assume che gli elementi dello stock di capitale naturale non possono essere sostituiti dal capitale costruito dall'uomo. Infatti, alcune delle funzioni e dei servizi degli ecosistemi sono essenziali per la vita del genere umano in quanto elementi determinanti il funzionamento degli ecosistemi e della sopravvivenza della vita stessa. Di conseguenza, gli ecosistemi che generano tali servizi vengono definiti capitale naturale critico non sostituibile e perciò bisognoso di valutazione e di varie forme di tutela in quanto bene pubblico, della collettività, affinché gli ecosistemi di tutti i tipi possano continuare a funzionare nel tempo.

In questo contesto ben si inserisce il concetto di "Nature-based solutions" (AAVV, 2015), la nuova frontiera dello sviluppo sostenibile che rappresentano un approccio innovativo con cui rispondere alle problematiche di degrado ambientale connesse con le attività antropiche, in quanto consentono di affrontare tali problematiche attingendo alla molteplicità di processi e servizi ecosistemici che caratterizzano l'ambiente naturale, imitandone e copiandone gli intrinseci meccanismi di funzionamento. Questo approccio risponde appieno ai 17 obiettivi che l'ONU si è prefissato di raggiungere entro il 2030 (Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile, nuovo quadro strategico delle Nazioni Unite).

I SERVIZI ECOSISTEMICI

Far fronte a queste nuove sfide richiede un approccio integrato al territorio, volto a ridurre la vulnerabilità complessiva e la perdita di funzionalità ecologica e dei benefici che gli ecosistemi possono erogare. Di conseguenza, sulla base di quanto detto, per SE si intendono le tipologie di funzioni e di processi svolti dagli ecosistemi che generano benefici multipli derivanti direttamente o indirettamente da questi, indispensabili per la sopravvivenza e il benessere dell'uomo (Strategia Nazionale per la Biodiversità 2010-2020).

I SE sono definiti come *benefici multipli forniti dagli ecosistemi al genere umano* (MEA, 2005) oppure come *contributi diretti e indiretti degli ecosistemi al benessere umano* (TEEB, 2010). Come abbiamo visto, il tema dei SE è stato portato al centro dell'agenda politica internazionale e nazionale attraverso l'approccio ecosistemico adottato dalla CBD (2000) e sviluppato con la pubblicazione del MEA (2005), stimolando l'applicazione di quei meccanismi di pagamento e remunerazione dei SE (PES/PSEA) (Landell-Mills and Porras, 2002; Wunder, 2005; Pagiola and Platais, 2007; Engel et al., 2008; Pagiola, 2008), inseriti all'interno della 221/2015 (art. 70) e promossi ed applicati in Italia in modo finalizzato dal Life MGN (2016).

Nella logica di un approccio sistematico all'argomento, una delle esigenze più fortemente sentite riguarda la classificazione dei servizi ecosistemici. La distinzione in quattro categorie proposta dal MEA (2005) rimane oggi di grande attualità e di largo impiego. Tuttavia, negli ultimi anni è stata ripresa e adattata nel TEEB (2010) e dalla Common International Classification of Ecosystem Services sviluppata dall'Agenzia Ambientale Europea (Haines-Young and Potschin, 2013) a conferma dell'interesse per l'argomento da parte della comunità scientifica come strumento per i decision-makers, di consapevolezza circa la dipendenza dell'economia dal capitale naturale e come valutazione e indirizzo per la pianificazione sostenibile. Negli ultimi anni, le quattro categorie di SE proposte da MEA (2005), pur rimanendo generalmente di attualità, la gerarchia è stata modificata in modo sostanziale dall'Agenzia Europea per l'Ambiente all'interno della

Classificazione Internazionale dei Servizi degli Ecosistemi (CICES - Haines-Young e Potschin, 2013) ed anche dal TEEB (de Groot, 2010) (Fig. 1).

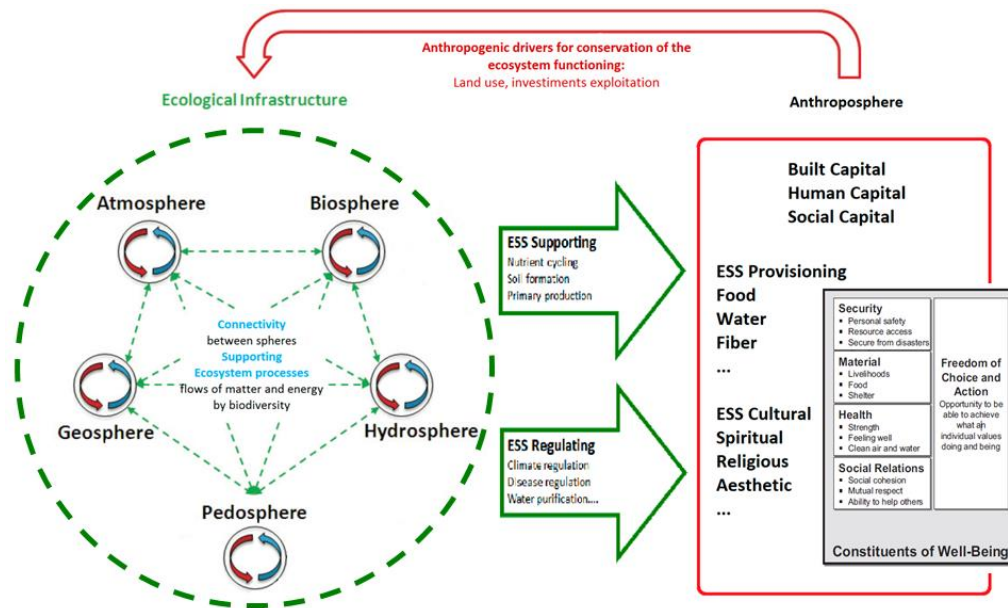


Fig. 1 - Flusso di SE (Supporting/Regulating) necessari per il funzionamento dell'ecosistema a supporto dell'uso diretto degli altri SE (Provisioning/Cultural) (Santolini e Morri 2017a)

Regolazione (Regulating): oltre al mantenimento della salute e del funzionamento degli ecosistemi, le funzioni regolative raccolgono molti altri servizi che comportano benefici diretti e indiretti per l'uomo (come la stabilizzazione del clima, la depurazione, il riciclo dei rifiuti), solitamente non riconosciuti fino al momento in cui non vengono persi o degradati;

Supporto alla vita (Supporting): queste funzioni raccolgono tutti quei servizi necessari per la produzione di tutti gli altri servizi ecosistemici e contribuiscono alla conservazione (in situ) della diversità biologica e genetica e dei processi evolutivi e dinamici degli ecosistemi.

Approvvigionamento (Provisioning): queste funzioni raccolgono tutti quei servizi di fornitura di risorse che gli ecosistemi naturali e semi-naturali producono (ossigeno, acqua, cibo, ecc.).

Culturali (Cultural): gli ecosistemi naturali forniscono una essenziale "funzione di consultazione" e contribuiscono al mantenimento della salute umana attraverso la fornitura di opportunità di riflessione, arricchimento spirituale, sviluppo cognitivo, esperienze ricreative ed estetiche.

I SE così classificati assumono una gerarchia da tenere ben presente: le funzioni ecologiche di regolazione e di supporto e i conseguenti servizi, sono l'architettura fondamentale e fisiologica di mantenimento e di funzionamento degli ecosistemi anche urbani, e fondamentali per l'erogazione degli altri servizi.

In questo contesto la valutazione dei SE di carattere fisiologico o biofisico, assumono valenza propedeutica all'uso diretto del Capitale Naturale e delle altre sue funzioni. Con questi termini, intendiamo indicare quelle funzioni ecologiche e quei processi, che garantiscono il flusso di energia, di informazioni ed il lavoro necessari al suo funzionamento a garanzia dell'erogazione degli altri SE. Sono quelle funzioni di cui l'uomo beneficia in modo naturalmente inconsapevole in quanto fanno parte delle esigenze imprescindibili di ogni organismo. Di conseguenza, nell'ambito di una Unità Ecologico Funzionale (UEF, es bacino o sottobacino idrografico) queste funzioni potrebbero indicare i valori soglia d'uso delle altre funzioni di tipo non regolativo. Lo schema di Fig. 2 rappresenta il *Total Economic Value* (TEV, MEA 2005), cioè i valori che compongono ogni SE. Il valore d'uso diretto è legato al consumo di un bene che generalmente ha un diritto di proprietà ed un mercato. Gli altri valori d'uso in particolare quello indiretto, sono riferibili in gran parte ad un effetto pubblico della

funzione, quindi annoverabile al contesto dei beni pubblici e/o collettivi con bassa rivalità ed escludibilità, che dovrebbero essere primariamente riconosciuti economicamente al territorio e di cui dovrebbe beneficiare il proprietario. Se consideriamo il legname di un bosco (servizio di approvvigionamento), il proprietario può beneficiare della sua vendita nell'ambito del piano di gestione forestale (uso diretto). Tuttavia, è imprescindibile che quel bosco abbia molteplici funzioni di uso collettivo (fissazione di CO₂, filtrazione di acqua, trattenimento del suolo: servizi di regolazione, uso indiretto), che se non considerate, spesso innescano fenomeni di dissesto dovuti appunto, ad una mala gestione forestale. Ma come possono essere compatibili le due scelte dal momento che se taglio il bosco non fisso più CO₂ e non sviluppo altri SE di regolazione quindi di interesse collettivo?



Fig. 2 – Rappresentazione del TEV e caratterizzazione delle diverse funzioni ecosistemiche/SE (da MEA 2005, mod.)

L'approccio legato all'applicazione dei criteri di sviluppo sostenibile forte, aiuta a individuare un primo livello di soluzione. Una parte dello stock aggregato di risorse di un territorio (es. bacino idrografico) è indispensabile a mantenere ed incrementare un certo benessere attraverso la creazione di beni e di SE (es. qualità aria e acqua, quantità acqua) dai quali dipende il benessere delle popolazioni che ci vivono (BES-ISTAT 2016). Attraverso lo sviluppo e la promozione di meccanismi di pagamento e remunerazione di tali servizi (PES/PSEA) alle aree ed alle popolazioni che aiutano ad erogare tali servizi, deve essere riconosciuto un benefit, nell'ottica di chi usa paga (DECRETO 24 febbraio 2015, n. 39. Regolamento recante i criteri per la definizione del costo ambientale e del costo della risorsa per i vari settori d'impiego dell'acqua). In questo modo, il mancato reddito da legname potrebbe essere ricompensato dall'uso della funzione ecologica. L'altro aspetto è territoriale: il bilancio economico-ambientale di una UEF determina la sostenibilità delle scelte rispetto agli stock di risorse usabili e rinnovabili in rapporto a quelle considerate indispensabili alla rigenerazione delle risorse fondamentali per la qualità della vita della collettività.

Secondo questa impostazione, il tema della sostenibilità risulta strettamente connesso alla compatibilità tra sviluppo delle attività economiche e salvaguardia dell'ambiente. In questo contesto, ben si inserisce il concetto delle "Nature-based solutions", la nuova frontiera dello sviluppo sostenibile di cui l'Unione Europea

ambisce a divenire promotrice e leader mondiale. Le *Nature-based solutions*, rappresentano un approccio innovativo e rivoluzionario con cui rispondere alle problematiche di degrado ambientale connesse con le attività antropiche, in quanto consentono di affrontare tali problematiche senza ricorrere a soluzioni “grigie”, ma piuttosto attingendo alla molteplicità di processi e servizi ecosistemici che caratterizzano l’ambiente naturale, imitandone e copiandone gli intrinseci meccanismi di funzionamento. Il concetto delle *Nature-based solutions* è quindi un approccio innovativo che prevede una ri-centralizzazione della natura nelle scelte di sviluppo future e l’individuazione di soluzioni alternative che siano al tempo stesso efficienti ed economicamente convenienti.

Questo deve comportare una grande responsabilità ed attenzione nelle scelte d’uso del territorio, conseguenti a strategie che tengano conto degli impatti ambientali che le azioni di trasformazione, possono produrre nel corso del loro ciclo di vita. La Green Public Procurement (GPP), uno dei pilastri della strategia Europea 2020, è uno strumento con cui attivare il dialogo fra pubblico e privato in cui il territorio diventa protagonista dell’applicazione della strategia di sviluppo sostenibile. In tale contesto occorre ricordare i 17 obiettivi che l’ONU si è prefissato di raggiungere entro il 2030 (Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile, nuovo quadro strategico delle Nazioni Unite), e che possono essere quasi tutti declinati per i nostri territori.

FUNZIONI FISILOGICHE: I CLUSTER DI SE

Sul territorio queste funzioni assumono una maggiore importanza nella valutazione ecologica economica dei SE poiché anche a scala locale, garantiscono il funzionamento dell’ecosistema (flusso di energia, di informazioni e lavoro) e come tali possono essere usate per stimare le soglie di criticità d’uso rispetto agli altri SE.

Di conseguenza, in un processo di Pianificazione, di VAS o di sviluppo di Pagamento di Servizi Ecosistemici ed Ambientali (PSEA Art. 70, LN 221/2015), la valutazione dei SE di carattere “fisiologico” o biofisico (supporting/regulating) diventa necessaria per determinare la dimensione critica minima dell’impatto a salvaguardia nel tempo della funzione collettiva del bene cioè l’utilità sociale (fissazione di C, trattenimento del suolo, di acqua ecc.) e il benessere derivante, nonché per mantenere intatte o incrementare le sue funzioni (commi a e b art. 70) rispetto agli usi diretti delle risorse compreso il suolo.

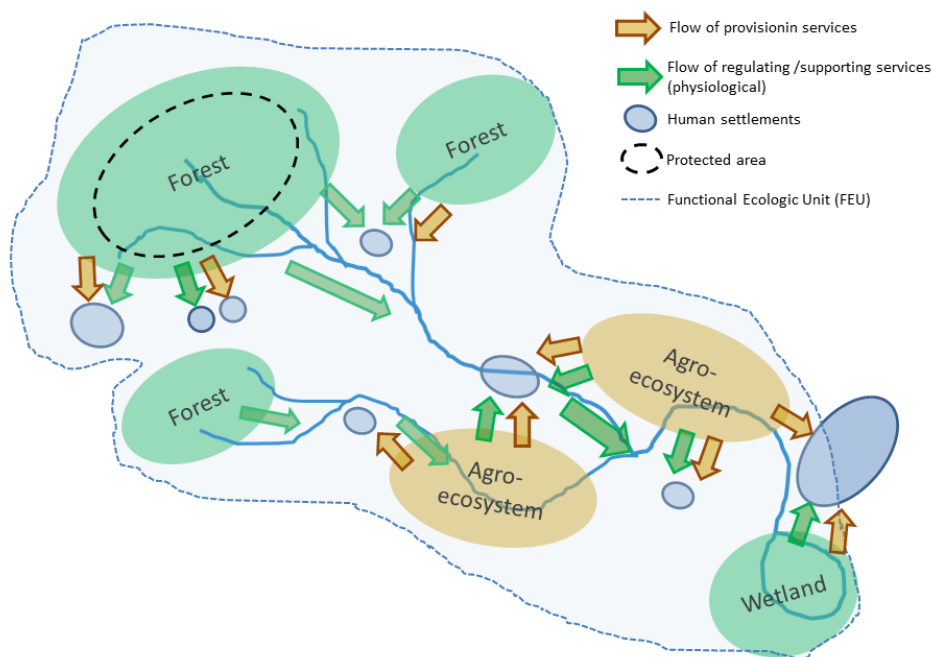


Fig. 3 - Unità ecologica Funzionale (UEF)

Inoltre, queste funzioni possono produrre un effetto integrato e interdipendente che spesso dipende dagli stessi fattori ambientali che le determinano e le guidano. In un ecosistema forestale, ad esempio le funzioni ecologiche del ciclo dell'acqua (depurazione, riduzione tempi di corrivazione, stoccaggio, laminazione) sono fortemente in relazione alle funzioni del ciclo dei sedimenti (es. trattenimento del suolo) sviluppando SE di regolazione di tipo integrato.

Questi processi che hanno una dimensione territoriale spiccata e definita si prestano ad un bilancio ecologico-economico più completo ed efficace se sviluppate all'interno di una unità territoriale (bacino idrografico o sottobacino) in cui le aree protette possono essere l'elemento core del sistema a salvaguardia delle funzioni collettive (supporting/regulating) del Capitale naturale nel tempo.

Distinguere tra tipologie di servizi diventa fondamentale anche per fornire una chiara comprensione della distribuzione spaziale del flusso del SE (Morri et al. 2015) all'interno di un territorio (Unità Ecologico Funzionale) (Fig. 3): dal luogo in cui si sviluppa la funzione, in cui la prestazione del servizio può essere valutata, e in ultima analisi, i luoghi in cui i benefici possono venire apprezzati.

I servizi sono in realtà concettualizzazioni (etichette) di "cose utili" che gli ecosistemi "fanno" per le persone, direttamente e indirettamente per cui bisogna essere consapevoli che i SE possono cambiare livello di utilità, mentre il sistema ecologico rimane in uno stato relativamente costante nel tempo. Sviluppare l'analisi valutativa in un territorio definito, rende le valutazioni più stabili nel tempo e meno dipendenti da fattori di alterazione fuori scala, legandole più efficacemente al territorio.

VALUTAZIONE E MAPPATURA

Le mappe sono un mezzo potente per trasmettere informazioni agli utenti (Wood, 2010) e offrono metodi intuitivi e semplici per comunicare informazioni tra gli stakeholder (policy makers, manager di risorse e cittadini) sulle complesse interazioni tra i servizi ecosistemici e le esigenze del territorio in una gamma di scale spaziali e temporali (Cowling et al. 2008, Maes et al. 2012, Burkhard et al. 2013) per evidenziare le perdite di funzionalità ecologica nel tempo e/o per pianificare la conservazione del Capitale Naturale delle sue funzioni. Le mappe dei SE sostengono il raggiungimento di molti obiettivi in una serie di settori politici (come la strategia dell'Unione europea per la biodiversità nel 2020, Maes et al., 2012) e possono essere efficace supporto nella valutazione ambientale, nella pianificazione e nella gestione di UEF (Palomo et al., 2013; Santolini et al 2016). Per comprendere la fornitura di SE in un contesto spaziale, è necessario identificare sia dove vengono generati i servizi e dove vengono utilizzati, in modo che il bilancio economico ambientale tra funzioni di uso diretto e indiretto tenda verso una sostenibile e durevole perequazione ecosistemica e territoriale. Le mappe infatti, possono contribuire a identificare la congruenza spaziale o le disparità tra offerta, flusso e domanda di servizi ecosistemici o tra ecosistemi che forniscono servizi e beneficiari che ricevono servizi (Burkhard et al., 2012 e 2014; Morri et al. 2014).

La mappatura dei servizi ecosistemici comporta un compromesso tra approcci semplici e più complessi (Kareiva et al., 2011). Una mappatura caratterizzata da un approccio semplice, richiede meno dati ed è sicuramente più comprensibile, genera maggiore trasparenza e fiducia tra gli utenti. Essa permette l'inserimento di dati locali, modelli e conoscenze degli stakeholder attraverso anche processi partecipati, ma la loro precisione è sicuramente non elevata. In genere questo primo tipo di analisi si basa sulla considerazione che ogni tipologia di uso del suolo presenta una certa potenzialità nel fornire una serie di SE e ogni variazione di copertura e di uso del suolo ha ripercussioni a livello della funzionalità degli ecosistemi. Infatti, per ogni tipologia ambientale, viene associato un valore di performance, cioè un valore di capacità potenziale di quella specifica copertura nel fornire quel determinato servizio (ad es. 0 capacità nulla, 5 capacità massima) che scaturisce da una valutazione *expert based* (Burkhard et al. 2014) a cui a volte si associa una matrice di valutazione, uno o più fattori di alterazione il SE (Scolozzi et al., 2012). Questa metodologia è contenuta in Burkhard et al. (2012), sviluppata da MAES et al. (2013) e successivamente da Burkhard et al. (2014) nonché da varie esperienze applicative (Scolozzi et al., 2012, Life MGN, 2016) sviluppate anche a livello regionale (Ferrari e Geneletti 2014; Santolini et al. 2016). Le mappe che risultano da tale elaborazione (Fig. 4), sono utili per individuare quali sono e come si distribuiscono le potenziali

forniture di SE che caratterizzano l'offerta del territorio di riferimento. In questo modo si possono individuare le criticità territoriali, cioè le aree che non hanno vocazionalità per quel SE o presentano delle alterazioni che determinano una mancata erogazione del SE, evidenziando, i flussi, le origini, le destinazioni e le relative interruzioni nonché il livello di frammentazione della UEF. Questo tipo di approccio può essere estremamente importante nella Valutazione Ambientale strategica (VAS) e nella Valutazione di Impatto Ambientale (VIA), nonché in tutte le valutazioni territoriali a scala medio-vasta. Questo offre la possibilità di identificare i possibili attori territoriali che hanno un ruolo nell'uso e nella gestione della risorsa e dei conseguenti SE, facilitando così l'identificazione funzionale dei ruoli che essi possono assumere nell'attivazione del successivo eventuale processo di PSEA per i diversi SE, con specifico riguardo ad esempio alle possibili pratiche agricole che possono subire modificazioni al fine di garantire il mantenimento, l'incremento o il ripristino dei SE (Santolini et al. 2017).

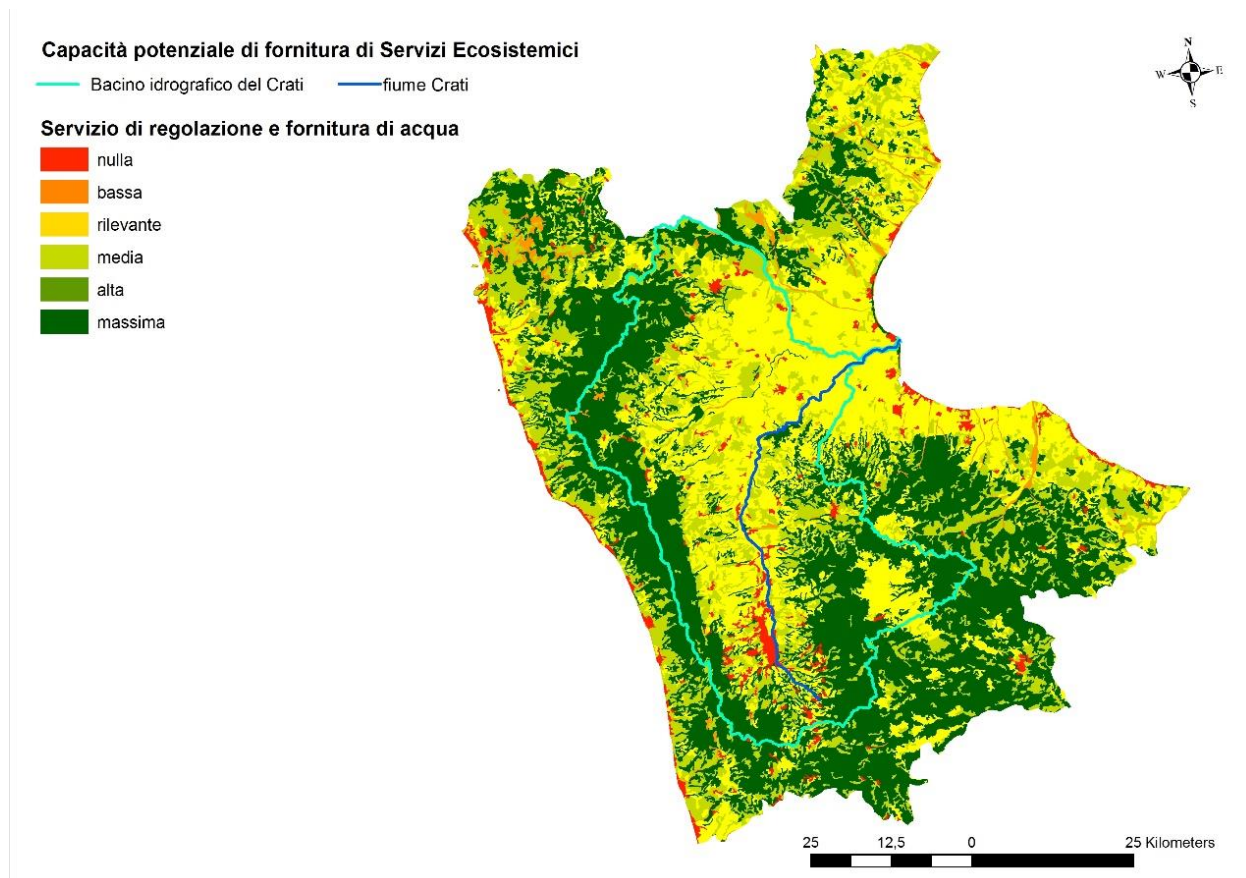


Fig. 4 - Capacità potenziale dei diversi ecosistemi di erogare i SE di regolazione del ciclo dell'acqua nel bacino del fiume Crati (CZ) (Santolini et al. 2017)

Gli approcci più complessi alla valutazione e conseguente mappatura, richiedono più dati, competenze ed una maggiore accuratezza di calcolo e quindi posseggono una maggiore aderenza alla realtà. Un approccio utile alla valutazione e mappatura dei SE, è considerare un cluster di SE, cioè funzioni associate e sinergiche ad una particolare risorsa. I *water-related ecosystem services* (Brouwer e Hassan 2013, Morri et al. 2014) ad esempio, sono SE legati alla risorsa idrica ed al ciclo dell'acqua. Essi sono associati dal carattere critico dei servizi offerti dagli ecosistemi, dall'importanza del loro stato di conservazione, talvolta problematico, e dalla profonda interazione tra ecosistemi differenti nell'assicurare le funzioni associate alla risorsa idrica, la cui valutazione è utile in particolare per stimare i costi ambientali e della risorsa (DM 24 febbraio 2015, n. 39) (Fig. 5).

L'uso del modello spazialmente esplicito, evidenzia la distribuzione delle aree di fornitura e la loro tendenza a erogare servizi. L'interpolazione dei dati scaturiti da opportuni indicatori, permette di evidenziare una

probabile tendenza e, in relazione alle tipologie sottese che esprimono un valore di funzione misurato, ed alla loro corologia, è possibile individuare interventi che possano aumentare la connettività funzionale. In questo caso, è molto evidente la capacità regolativa del sistema fluviale e dei suoi bacini nonché del reticolo idrografico relitto che svilupperebbe maggiore funzionalità ed efficacia, anche per l'agricoltura, se fosse minimamente rinaturalizzato (es. fasce tampone, maggiore capacità di ritenzione).

La valutazione della fornitura del SE regolazione del ciclo dell'acqua può essere sviluppata attraverso il modello di bilancio idrico basato sulle differenze tra precipitazioni ed evapotraspirazione (surplus idrico) e i coefficienti di infiltrazione, se disponibili, o utilizzando dati di letteratura (Nedkkov e Burkhard, 2012) (Tab.1) stimabili all'interno della UEF. La domanda è valutata sulla base del numero di utenti presenti in relazione alle diverse modalità di utilizzo della risorsa idrica (utenze domestiche, industriali e agricole) e il valore economico si basa sul prezzo di una unità di acqua come stabilito dall'ente gestore della risorsa idrica.

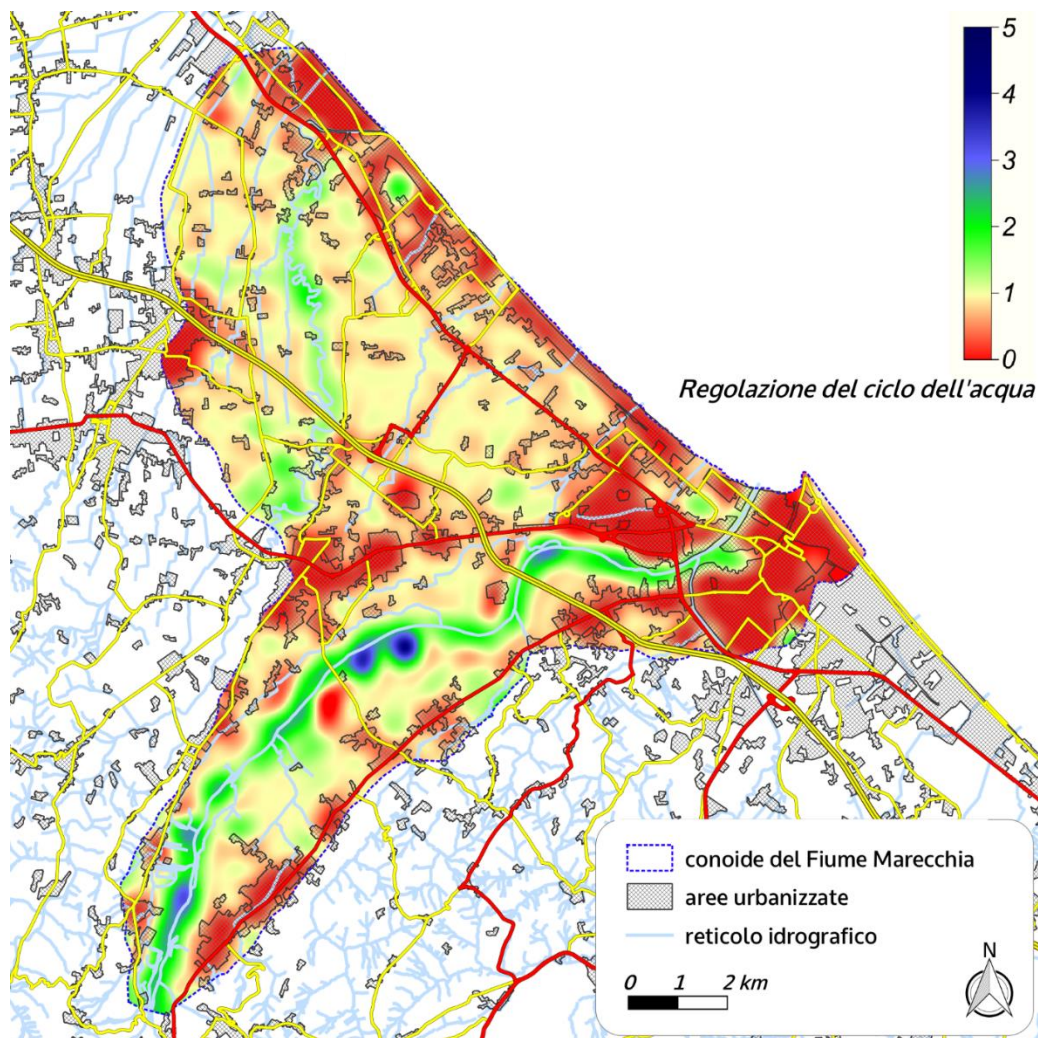


Fig. 5. – Modello interpolato della capacità dei diversi ecosistemi di erogare SE di regolazione del ciclo dell'acqua nel conoide del fiume Marecchia (Rimini)

Questo approccio è ancora più utile nelle analisi diacroniche o nelle valutazioni delle trasformazioni del paesaggio quando le previsioni urbanistiche e/o le modificazioni della gestione agro-ambientale determinano una modificazione dei rapporti quantitativi rispetto alle funzioni ecologiche, in relazione agli elementi territoriali. Questo offre la possibilità di costruire modelli spazialmente espliciti di tipo previsionale dove è possibile evidenziare, anche da un punto di vista quantitativo, le differenze e i possibili gap tra scenari, aiutando a comprendere meglio le relazioni spaziali tra gli elementi del sistema

Land use classes	efficiency of water conservation (% of surplus)
Urban area (industrial, road, urban fabric); bare rocks	0
Arable land	17
Continue and discontinue grasslands; complex cultivation patterns; Sclerophyllous vegetation	33
Shrubby buffer strips; vineyards; transitional woodland-shrub	50
Broad-leaved forest, hygrophilous forest, mixed forest; arboreous buffer strips	67
Coniferous forest or mixed (mainly coniferous)	83
Water bodies, water courses	100

Tab.1 - Efficienza di conservazione dell'acqua in diverse classi di uso del suolo (derivate da Humann et al. 2011 per i boschi ed elaborate da Nedkov e Burkhard, 2012 per le altre classi di uso del suolo in Morri et al., 2017 submitted).

CONSIDERAZIONI

Per concludere, la valutazione dei servizi ecosistemici è un passaggio fondamentale prima di tutto da un punto di vista culturale. Da un lato il concetto delle Nature-based solutions può diventare un approccio innovativo che prevede una ri-centralizzazione della natura nelle scelte di sviluppo future e l'individuazione di soluzioni alternative che siano al tempo stesso efficienti ed economicamente convenienti (AAVV, 2015) in un approccio pluridisciplinare ed integrato. L'approccio integrato, al contrario di quello settoriale, si rivela ottimale per l'economia complessiva sia dello spazio che degli interventi di gestione e di manutenzione poiché integra in un unico spazio, sufficientemente dimensionato, più funzioni e permette un minore consumo di suolo. Dall'altro, valutare i SE, diventa fondamentale per sviluppare scenari di pianificazione del territorio, di valutazione ex ante delle politiche e delle opere, nonché per poter contabilizzare efficacemente il livello di benessere della società e immaginarne il modello di sviluppo, offrendo ai pubblici decisori strumenti per diminuire gli effetti delle azioni che incidono fortemente sul benessere e sulla qualità della vita.

BIBLIOGRAFIA

Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, He J-S, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmidt B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol Lett* 9:1146–1156

BES – ISTAT, 2016. <http://www.misuredelbenessere.it/>

Bormann, F.H. e Likens, G.E., 1979. Catastrophic disturbance and the steady-state in northern hardwood forests. *American Scientist*, 67(6): 660-669.

Brouwer R. e Hassan R., 2013. Water-related ecosystem services. In: (eds Pieter J. H. van Beukering, Elissaios Papyrakis, Jetske Bouma, Roy Brouwer), *Nature's Wealth: The Economics of Ecosystem Services and Poverty*. Cambridge University Press

Burkhard, B.; Kroll, F.; Nedkov, S. & F. Müller (2012). Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, 17–29.

- Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K. and Alkemade, R., 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosystem Services*, vol 4, pp. 1-3
- Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F. (2014). Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *LANDSCAPE ONLINE* 34:1-32 (2014), DOI 10.3097/LO.201434
- Costanza, R., Daly, H., 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6:37–46
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, G.R., Sutton, P., van der Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260
- Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'farrell, P. J., Reyers, B., Rouget'll, M., Roux, D. J., Welz, A. and Wilhelm-Rechman, A. (2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol 105, pp. 9483-9488
- EEA 2010. EU 2010 biodiversity baseline. Technical report No 12/2010, EEA, Copenhagen
- Engel S., Pagiola S., Wunder S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issue. *Ecological Economics* 65: 663-674.
- Ehrlich, P. R., Ehrlich. A., 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York.
- Ferrari M.; Geneletti D., 2014. Mapping and assessing multiple ecosystem services in an alpine region: A study in Trentino, Italy. *ANNALI DI BOTANICA*, V. 4, p. 65-71
- Heywood, V. H., Watson, R. T. & Programme, U. N. E., 1995. *Global biodiversity assessment*. (Cambridge University Press.
- Helliwell, D.R., 1969. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*, 3(1): 41-47
- Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T. H., Daily, G. C. and Polasky, S., 2011. *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford University Press, Oxford
- King, R.T., 1966. Wildlife and man. *New York Conservationist* 20 (6), 8–11, also in Bailey, I.A., Elder, W., McKinney, T.B., *Readings in Wildlife Conservation*, The Wildlife Society, Washington, DC, 1974.
- Life MGN, Making Good Nature 2016. www.lifemgn-serviziecosistemici.eu/
- Landell-Mills, N., Porrás, I.T., 2002. *Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Environmental Services and their Impact on the Poor*. IIED, London.
- Haines-Young, R. and Potschin, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003 (Download at www.cices.eu or www.nottingham.ac.uk/cem)
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., Notte, A. L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L. and Bidoglio, G., 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union Ecosystem Services', vol 1, pp. 31-39
- Maes 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. Publication office of EU, Luxemburg)

- Marsh G. P. 1864. *Man and Nature, Or Physical Geography as Modified by Human Action*. Sampson Low, son and Marston, London
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC
- Mc Harg I. L., 1969. *Design with Nature*. Doubleday & C. Inc. Garden City New York
- 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.
- Nedkov, S. and Burkhard, B., 2012. Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria', *Ecological Indicators*, 21, 67-79
- Odum, E.P. and H.T. Odum. 1972. Natural areas as necessary components of man's total environment. In *Transcript of the 37th North American Wildlife Resources Conference*. Wildlife Management Institute, Washington, DC. pp. 178-189.
- Pagiola S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65: 712-724.
- Pagiola S., Platais G., 2007. *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. World Bank, Washington.
- Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R. and Montes, C., 2013. 'National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows', *Ecosystem Services*, vol 4, pp. 104-116
- Perrings, C., Folke, C., Mäler, K.G., 1992. The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda. *Ambio* 21: 201-211.
- Santolini R., Morri E. e D'Ambrogi S., 2016. Connectivity and Ecosystem Services in the Alps. In: C. Walzer (ed.) *ALPINE NATURE 2030— Concepts for the next generation from Protected Areas to an ecological continuum*. German Federal Ministry for the Environment, Munchen
- Santolini R., Manes F., Marando F., Morri E., 2017. I servizi ecosistemici come opportunità per sviluppare azioni sostenibili e adattative sul territorio del Fiume Crati. *Il contratto di Fiume Crati* (a cura di F. Colosimo, G. Mendicina, P. Rizzuto). Falco Editore, Cosenza
- Scolozzi, R., E. Morri, and R. Santolini. 2012. Delphi-based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. *Ecological Indicators* 21:134–144. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.07.019.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. <http://www.teebweb.org/Portals/25/TEEB%20Synthesis/>
- Turner R.K., Pearce D.W, Bateman I., 1996. *Economia ambientale*. Il Mulino, Bologna
- Wunder, S., 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Occasional paper No 42. CIFOR, Bogor.