

Il concetto di *ecosystem services* nella pianificazione del territorio

Massimo Rovai, Stefano Orsini

Università di Pisa

I. INTRODUZIONE

Guardando al suolo come ad una risorsa multifunzionale, un aspetto interessante è il rapporto tra la produzione di benessere e la quantità di suolo destinato alle infrastrutture e agli insediamenti.

I dati disponibili confermano il consolidamento del cosiddetto *sprawl* urbano, che comporta un carico di costi collettivi il più delle volte poco sostenibile e probabilmente destinato a crescere (EEA, 2006; Johnson, M., 2001).

L'espressione "urban sprawl" indica l'espansione urbana nelle campagne circostanti i centri cittadini o metropolitani, caratterizzata da una bassa densità insediativa (ibid.). Considerando i due aspetti della multifunzionalità del suolo e quello del benessere della società, è opportuno chiedersi se gli attuali strumenti di pianificazione e la loro interpretazione da parte dei policy makers rispondano in maniera coerente ai due suddetti principi. In linea generale, le politiche territoriali europee, in particolare il *regional enlargement*¹ e le politiche di coesione, si connotano, soprattutto negli ultimi anni, per gli investimenti in infrastrutture, che, migliorando la raggiungibilità delle aree remote, dovrebbero favorire la crescita economica ed il mercato del lavoro, caratterizzato sempre più da un accentuato pendolarismo (ESPON, 2006). Tali iniziative dovrebbero essere accompagnate da una politica di consumo del suolo vincolante e attenta:

"[...] The policy of regional enlargement should be accompanied by a strict land use regime with regard to undeveloped land along the new communication corridors. The emphasis should be laid on developing the existing urban centres along the transport corridor instead of spreading out the built-up areas in thread-like patterns across the cultural landscape. The risks for speculative development are obvious [...]" (ESPON, 2006).

1 L'espressione di "regional enlargement" è stata usata per la prima volta nell'ambito del contesto politico della Svezia (ESPON, 2006).

Il report dell'ESPON *Urban-rural relations in Europe* (2006) sottolinea dunque l'importanza della conservazione degli aspetti ambientali e culturali (*cultural landscape*), e il fatto che la pianificazione del territorio dovrebbe contemplare il perseguimento di tale obiettivo. Dunque le politiche territoriali dovrebbero portare avanti una "duplice priorità", ovvero conciliare la crescita economica con i criteri della sostenibilità, intesa come la preservazione dei beni pubblici ambientali che la letteratura degli ultimi anni indica come *ecosystem services* (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; de Groot *et al.*, 2002; *Millennium Ecosystem Assessment*, 2005). Questa linea di principio, presente all'interno del dibattito sullo sviluppo sostenibile, può essere intesa come il mantenimento o l'incremento di flusso di informazioni, merci e persone, associata ad un minor consumo di suolo (*delinking territoriale*) (Ferlaino e Lami, 2009). Ciò implica che nelle scelte di pianificazione/programmazione, non può essere preso in considerazione soltanto il criterio dell'efficienza economica, a cui le analisi costi-benefici costituiscono probabilmente la tecnica più vicina (Camagni e Gorla, 2006). Inoltre, se in linea di massima una generica idea di sviluppo o crescita viene associata alla realizzazione delle infrastrutture, tuttavia per concretizzarla in maniera razionale è necessaria un'integrazione tra gestione locale e generale, cogliendo con estrema coerenza i collegamenti tra *local needs and extra-local opportunities* (ESPON, 2006). Infatti nella definizione degli scenari è opportuno considerare le dinamiche territoriali locali e gli effetti prodotti in relazione alla scala sovralocale, per cercare di rispondere alle esigenze reali della popolazione. In tal senso un elemento ancora poco considerato è sicuramente quello della funzione informativa circa le alternative di sviluppo e i relativi effetti ambientali, che dovrebbero rendere il cittadino consapevole della possibilità di concretizzare forme di crescita positive che allo stesso tempo siano compatibili con un minor consumo di suolo.

Nell'articolo si parte dall'inquadramento della problematica della realizzazione di nuove infrastrutture e dello *sprawl* a cui spesso è associato; successivamente vengono presi in considerazione alcuni strumenti classici di valutazione *market based* dei servizi ambientali; infine viene enfatizzata l'importanza del coinvolgimento degli attori locali all'interno del processo pianificatorio fin dalla fase di identificazione dei servizi ambientali.

2. IL CONSUMO DI SUOLO: INQUADRAMENTO DELLA PROBLEMATICHE

Negli ultimi decenni, l'obiettivo delle politiche territoriali in molti paesi dell'Europa è stato il cosiddetto *regional enlargement* secondo cui gli investimenti delle infrastrutture dovrebbero incoraggiare la crescita economica delle città, allargare il mercato del lavoro con il pendolarismo, con l'ipotetico effetto di incoraggiare la crescita economica. Se da una parte lo sviluppo dei sistemi di trasporto ha spesso favorito l'accessibilità delle aree remote e svantaggiate, l'integrazione strutturale e funzionale con le aree di frangia può generare effetti negativi sia sul versante socio-economico che ambientale di tali aree.

La realizzazione delle infrastrutture e le strategie localizzative di operatori immobiliari per funzioni residenziali e commerciali sono spesso strettamente connesse. Se le cause dei processi di diffusione e dello *sprawl* insediativo sono chiare e oggettive,

gli effetti non hanno sempre aumentato il benessere collettivo, applicando logiche di mercato in presenza di forti esternalità (Borri e Ferlaino, 2009). La letteratura più recente e gli ultimi documenti dell’Agenzia Europea dell’Ambiente affrontano il fenomeno della diffusione insediativa, sottolineando i costi relativi ai modelli insediativi a carattere sparso, il cosiddetto *sprawl* urbano (Camagni, Gibelli, Rigamonti, 2002; Burchfield, Overman, Puga, Turner, 2006; Gibelli, Salzano, 2006).

La definizione più recente e comunemente accettata è quella dell’European Environmental Agency:

«Urban sprawl is the physical pattern of low density expansion of urban areas under market conditions mainly into the surrounding agricultural areas [...]. Sprawling cities are the opposite of compact cities full of empty spaces that indicate the inefficiency in development and highlight the consequences of uncontrolled growth”. (EEA, 2006).

Il fenomeno nasce tipicamente negli Stati Uniti, nella prima parte del XX secolo. A partire dagli anni ‘50 l’*urban sprawl* si è largamente diffuso anche in Europa. Nel decennio 1990-2000 in Europa le aree urbanizzate sono cresciute di 870 mila ettari, registrando un incremento del 5,4%; la crescita del sistema insediativo è avvenuta a discapito del territorio agricolo (Corine Land Cover). Come hanno dimostrato studi recenti, la dispersione urbana genera forti esternalità negative e costi collettivi maggiori (Camagni, Gibelli e Rigamonti, 2002) misurabili anche attraverso una impronta ecologica più alta (Høyer e Holden, 2002; Muñiz e Galindo, 2005). Come mostra il triangolo delle transizioni dall’ONCS (2009), in cui vengono esplicitate le possibili trasformazioni d’uso del suolo da uno stato all’altro, le alterazioni dello spazio aperto sono processi il più delle volte irreversibili.

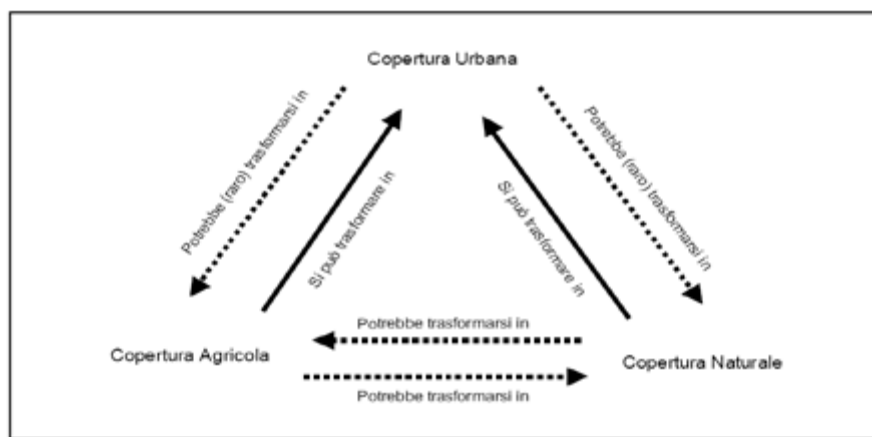


Fig. 1. Triangolo delle transizioni. Fonte: Osservatorio Nazionale sui Consumi di Suolo, 2009.

Il rapporto dell’ONCS del 2009, relativo alle Regioni Emilia Romagna, Friuli Venezia Giulia, Lombardia e Piemonte, ha evidenziato una scarsa consapevolezza di quali coperture del suolo vengano trasformate e quali effetti sociali e ambientali ne possono derivare. Nell’ambito dell’indagine è stata rilevata la prosecuzione dell’attività urbani-

stica ed edilizia locale e sovra locale pur non conoscendo localmente entità e qualità delle trasformazioni (disaccoppiamento tra consumi e crescita) (ONCS, 2009).

Sarebbe necessario, pertanto, far crescere la consapevolezza che per ogni unità di superficie trasformata c'è un *trade-off* tra il suo valore di mercato e le funzioni ambientali che cesserà di svolgere (riproduzione della fertilità del terreno, ciclo delle acque, produzione di paesaggio ecc.).

Questa considerazione deve essere tenuta ben presente nell'analisi delle relazioni tra ambiente e benessere, che, come è ben noto, producono risultati appartenenti a campi diversi (sicurezza, cibo, materie prime, salute, relazioni sociali ecc.), ed essendo tali domini tutti di interesse collettivo, la fonte dei servizi ambientali si configura come bene pubblico ed il loro livello può essere soggetto ad indicazioni di tipo orientativo e a standard qualitativi minimi richiesti (Zetti, 2008).

In particolare, nei nuovi Stati membri, dove l'espansione urbana è minore, è stato rilevato che il trend dei prossimi decenni sarà lo stesso delle regioni che già manifestano il processo di diffusione urbana da molto tempo. L'impatto ambientale sarà elevato in quanto queste aree sono ancora in possesso di grandi quantità di paesaggio naturale. In particolare, le esigenze di trasporto sono destinate a crescere rapidamente nel contesto dell'Unione allargata e nella nuova politica di integrazione dell'UE. Sicuramente quello dei trasporti rimane un problema di vitale importanza per la pianificazione e la gestione urbanistica. Lo sviluppo delle infrastrutture ha dato un impulso economico a molte regioni europee economicamente svantaggiate o in fase di ristrutturazione. Tuttavia le infrastrutture dei trasporti impattano profondamente l'ambiente, in diversi modi, basti pensare, ad esempio, all'impermeabilizzazione del suolo, che aumenta gli effetti delle inondazioni, o alla frammentazione delle aree naturali. Le problematiche relative all'analisi e ancor di più alla valutazione degli impatti sugli *ecosystem services* restano in larga parte ancora aperte, a partire dagli strumenti delle politiche di sviluppo territoriale.

3. CAPITALE TERRITORIALE, *ECOSYSTEM SERVICES* E USO DELLE RISORSE

“Ogni regione possiede uno specifico capitale territoriale, che genera un più elevato ritorno per specifiche tipologie di investimento, che sono meglio adatte per quest'area e che più efficacemente utilizzano i suoi asset e le sue potenzialità. Le politiche di sviluppo territoriale devono innanzitutto e soprattutto aiutare le singole regioni a costruire il loro capitale territoriale” (European Commission, 2005, p. 1).

La DG-REGIO della Commissione Europea lega dunque la politica di sviluppo territoriale al concetto di capitale territoriale, proposto per la prima volta in un contesto di elaborazione di politiche dall'OECD nel suo *Territorial Outlook* (OECD, 2001).

Camagni sintetizza quattro macro-classi di capitale territoriale:

- il capitale naturale e culturale,
- il capitale insediativo,
- il capitale cognitivo,

- il capitale sociale (Camagni, 2001).

Il primo, il capitale naturale e culturale ha, rispetto alle altre tre macro-classi, una valenza pubblica e collettiva, che lo rende particolare sotto molteplici punti di vista: quello dell'analisi, della valutazione, del diritto all'accesso da parte della popolazione, della relazione con l'*human welfare* in generale.

Come già accennato, le relazioni fra ecosistemi e benessere sono molteplici e producono risultati sulle comunità appartenenti ad ambiti diversi. Il consumo di suolo in questi termini, oltre agli effetti ambientali più direttamente correlabili, produce il più delle volte una riduzione del potenziale delle funzioni ambientali (*ecosystem services*) in termini di riduzione della fertilità del terreno, interferenze con il ciclo naturale delle acque, riduzione della capacità di assorbimento della radiazione solare e dell'anidride carbonica, decremento dei valori del paesaggio ecc.

Il Millennium Ecosystem Assessment del 2005 definisce come *Ecosystem services*, «the benefits people obtain from ecosystems; these include provisioning services such as food and water; regulating services such as regulation of floods, drought, land degradation, and disease; supporting services such as soil formation and nutrient cycling; and cultural services such as recreational and other nonmaterial benefits». (MEA, 2005).

Il concetto di *ecosystem services* è un concetto intrinsecamente antropocentrico, considerando i servizi ambientali come prodotti finali dell'ecosistema a beneficio dell'uomo. Per dare a questo concetto relativamente nuovo un maggior impatto comunicativo, su cui innescare un processo di concreta pianificazione partecipata, Boyd e Banzhaf (2007) enfatizzano questo aspetto di impatto diretto degli *ecosystem services* sulla vita di tutti i cittadini.

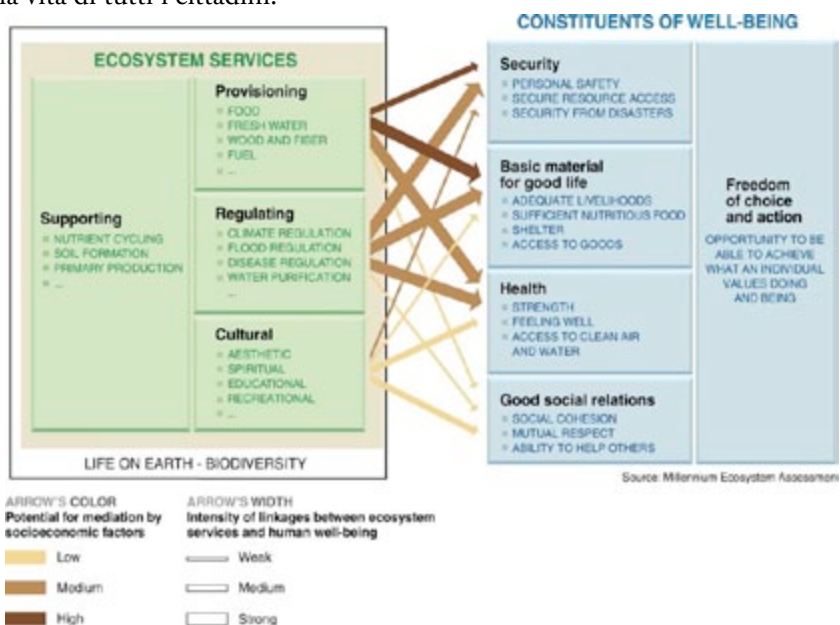


Fig. 2. Il modello degli *ecosystem services* proposto dal MEA (Fonte: MEA, 2005)

Essendo tali servizi ambientali dei servizi pubblici, si pone allora una questione fondamentale: come internalizzare questi aspetti all'interno della pianificazione urbanistica?

4. IL CONCETTO DI ECOSYSTEM SERVICES NELLA PIANIFICAZIONE TERRITORIALE

In questo paragrafo si discute di come l'integrazione di alcuni concetti dell'economia ecologica, come il concetto di *ecosystem services*, possano essere di supporto ai pianificatori, fornendo un ampio spettro di informazioni utili per l'analisi dei *trade-offs* "conservazione-conversione" o tra opzioni diverse. Partiamo dagli aspetti teorici riconducibili ad analisi economiche tradizionali per muoverci verso la problematica della loro applicabilità all'interno dei processi pianificatori.

La figura 2 costituisce un adattamento all'inquadramento concettuale di Pearce (2007) che mette in relazione gli *ecosystem services* con la domanda e l'offerta. Nel grafico sono rappresentate le curve di domanda dei servizi ambientali monetizzabili e non (DES(M) e DES(MNM)), il punto ottimale e il punto minimo degli stessi servizi (ESOPT e ESMIN), la curva dei costi marginali (MCES).

Si tratta di un'analisi senz'altro utile e abbastanza tradizionale in economia, che cerca di indagare le ripercussioni sull'ecosistema che si hanno nel caso in cui un certo tipo di attività aumenti o diminuisca anche in misura molto limitata.

La conoscenza del punto critico SMS (safe minimum standard) in corrispondenza del quale un ecosistema non è più in grado di fornire certi servizi, e la cui "posizione" cambia per ogni *ecosystem service* preso in esame, è infatti molto importante. Inoltre, poiché molti *ecosystem service* rappresentano dei beni pubblici, sarebbe necessario garantire meccanismi di incentivi e compensazione per assicurare l'offerta dei servizi ambientali non quantificabili sul mercato (passaggio dalla curva DES(M) a DES(MNM) in figura 2).

L'analisi proposta, anche se teorica e tradizionale, con l'introduzione del concetto di *ecosystem services*, si muove nella direzione dell'idea che "il calcolo di convenienza alla localizzazione è un bilancio complessivo di tipo costi benefici in cui l'ambiente deve essere valutato sia in senso fisico sia in termini di dotazione/accessibilità dei vari tipi di servizi [...]" (Boscacci, 1996).

Nel paragrafo successivo si discuterà dei limiti e criticità, soprattutto al livello di implementazione ed efficacia, dei diversi meccanismi di compensazione utilizzati.

4.1 Strumenti market based per la valutazione dei beni pubblici ambientali

È abbastanza indiscusso il fatto che esistano reali difficoltà metodologiche nel dare un prezzo a valori e beni non scambiabili, così come il fatto che il punto di vista economico non può ritenersi sufficiente come criterio di orientamento di scelte che presentano risvolti di carattere collettivo.

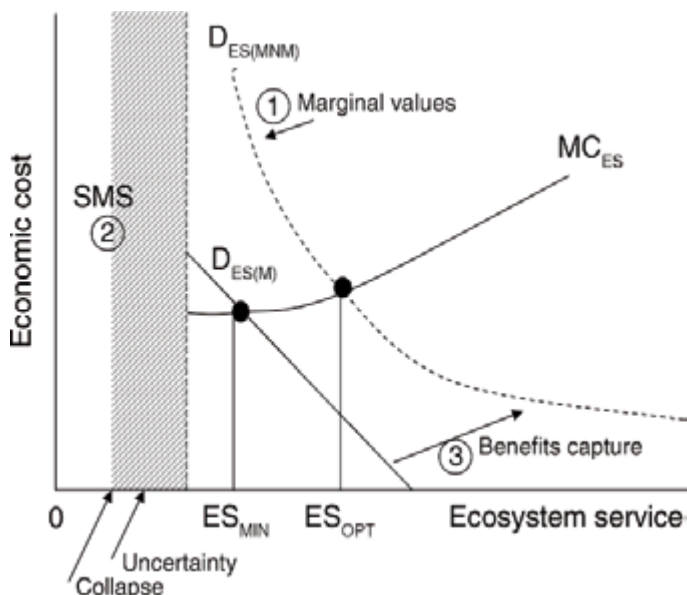


Fig. 3. Framework economico dell'offerta degli *ecosystem services*

Anche se la ricerca di integrazione tra analisi di efficienza economica, analisi di impatto e partecipazione costituisce un obiettivo primario, tale integrazione non è ancora diventata una pratica coerente della valutazione.

I principali meccanismi di compensazione basati sul mercato, quali tasse, sussidi, licenze, presentano alcune problematiche soprattutto a livello di implementazione pratica, che variano in base al tipo di strumento considerato, e che riguardano principalmente le difficoltà oggettive di:

- misurare e monitorare il livello di servizi ambientali erogati,
- trovare un giusto livello di premialità per i servizi forniti,
- stabilire correttamente diritti o assegnare licenze.

I punti di debolezza si manifestano sia al livello di efficacia che di efficienza, e possono favorire atteggiamenti di *free riding* e *moral hazard* (Pagiola *et al.* 2005; Gowdy, Erickson, 2005).

Finora è stata convinzione diffusa che l'erogazione di servizi ambientali necessitasse di meccanismi formali di regolazione, per ovviare i classici problemi connessi alle esternalità prodotte sui beni pubblici, alla conoscenza imperfetta e alla informazione asimmetrica. Mentre questo sistema potrebbe essere valido su larga scala, i meccanismi di *good governance*, partecipazione, processi informativi e trasparenza, su scala locale hanno consolidato e dimostrato casi di successo (Ostrom, 1999, Pretty, 2003, De Groot *et al.*, 2008), anche perché basati sul principio della prevenzione di tali esternalità, grazie ad adeguate fasi di valutazione, concertazione e pianificazione a monte.

4.2 Benefici ambientali e supporto al processo decisionale

Partendo dai suddetti riferimenti, la concettualizzazione della transizione dell'uso del suolo può essere definita attraverso una estensione del modello DPSIR, come riportato nella figura seguente.

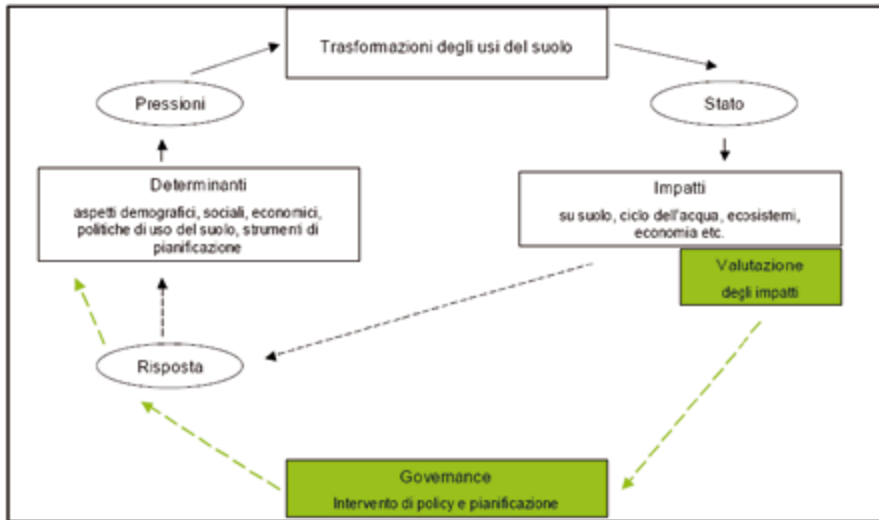


Fig. 4. Schematizzazione del modello concettuale di transizione nell'uso del suolo.

Fonte: Nuissl, H., *et al.*, Land Use Policy (2008).

Rispetto al modello originale, la schematizzazione proposta esplicita il fatto che il consumo di suolo (pressione) si ripercuote sullo stato di tale risorsa in base alle trasformazioni di uso che vengono attuate. È inoltre esplicitata la governance territoriale come elemento che, intervenendo direttamente sulle politiche territoriali e urbanistiche, può cambiare le dinamiche di uso del suolo sulla base di una considerazione sostanziale degli impatti generati. La circolarità del modello intende proprio sottolineare come le strategie di policy e gli strumenti di pianificazione debbano affrontare il tema della transizione dell'uso del suolo come un processo dinamico, nell'ambito del quale è possibile introdurre azioni correttive di feedback per il progressivo ri-allineamento dei contenuti dei piani stessi (azioni di supporto agli amministratori e politici nel definire le politiche di pianificazione urbanistica e territoriale). In tale ottica il concetto di *Carrying Capacity*² costituisce un concetto alquanto statico, che considera la stock di risorse disponibili come buona proxy del livello di sostenibilità di un certo ecosistema. Invece le ri-definizione delle scelte di pianificazione può avere luogo sia attraverso l'applicazione di metodi di valutazione che attraverso l'attuazione di processi partecipativi finalizzati alla definizione di scenari di sviluppo.

2 CC è nozione che viene dalle scienze naturali e ha a che vedere con la capacità di un determinato ambiente di sopportare una determinata popolazione di esseri viventi fornendo cibo, acqua, habitat (Marsili Libelli, 2008).

A tale proposito, il concetto di *new environmental governance*, definito come la «forma postmoderna più appropriata per la costruzione di politiche per i servizi ambientali», sottolinea come l'interazione tra la dimensione normativa e partecipativa del processo di policy possa rafforzare il processo di definizione del significato e della direzione delle azioni verso la tutela dei servizi ambientali (Rydin, 1999, p. 61).

A partire dal 2001 la partecipazione dei cittadini, in qualità di reali portatori di interesse, è stata promossa e più o meno attuata in diversi modi: i processi di Agenda 21 Locale, la Pianificazione Strategica, il coinvolgimento nella definizione dei nuovi strumenti urbanistici (almeno in alcune Regioni). Anche le normative sulla Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e soprattutto sulla Valutazione Ambientale Strategica (VAS) prevedono momenti di informazione e partecipazione sulle tematiche legate all'ambiente, che però in alcuni casi si sono rivelati insufficienti o tardivi (M. Bartolomeo *et al.* 2009).

Il coinvolgimento della gran parte degli attori urbani fin dalla fase di identificazione di beni e di benefici dell'ambiente ha come obiettivo la promozione di comportamenti sociali consapevolmente indirizzati verso forme di azione orientate ai principi dello sviluppo sostenibile. È evidente pertanto che non possono essere assimilate ad una procedura puramente tecnico-scientifico rigidamente regolata sul solo piano normativo (Camagni, 2006).

5. CONCLUSIONI

Nell'articolo si è parlato di infrastrutture e *sprawl* urbano, di benefici ambientali e della necessità di integrare il sistema della conoscenza tecnica con la partecipazione. Non bisogna infatti dimenticare che il capitale naturale costituisce la componente più difficilmente rinnovabile del capitale territoriale, e che comunque gli spazi non edificati o scarsamente antropizzati «possiedono un grande potenziale di offerta di beni e servizi di tipo pubblico (per i processi vegetali, per gli effetti di rigenerazione dell'aria, per il ciclo depurativo delle acque ecc.) che possono essere in vari modi anche privatizzati, con il vantaggio non soltanto dei produttori, ma evidentemente anche per i consumatori/utilizzatori» (Boscacci, 1996).

Se oggi l'obiettivo delle politiche territoriali è quello di trovare strumenti innovativi per gestire le risorse ambientali e i flussi di servizi erogati come beni pubblici, si presenta da una parte la necessità di internalizzare tali aspetti dall'altra una concreta difficoltà nell'utilizzare alcuni metodi di valutazione nel processo di pianificazione, anche su scala regionale e sub-regionale. Un interessante terreno di confronto per la ricerca è appunto l'individuazione di criteri e metodologie per definire l'equilibrio tra il livello di utilizzazione delle risorse e il capitale naturale di un territorio.

BIBLIOGRAFIA

C. Agnoletti, *Le trasformazioni territoriali e insediative in Toscana. Analisi dei principali cambiamenti in corso*. IRPET, 2008.

- M. Bartolomeo *et al.*, *Libro bianco su conflitti territoriali e infrastrutture di trasporto*. Avanzi, Consorzio Metis del Politecnico di Milano e TRT Trasporti e Territorio, 2009.
- F. Boscacci, L'evoluzione recente dei sistemi urbani e delle attività agricole: alcuni richiami essenziali. In F. Boscacci (a cura di), *Il territorio conteso*, Il Mulino, Bologna, 1996.
- Boyd, J., S. Banzhaf. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, n. 63:616–626, 2007.
- R. Camagni, G. Gorla. Introduzione. In *Valutazione economica e valutazione strategica di programmi e progetti territoriali*, XXVI Conferenza Italiana di Scienze Regionali, 2006.
- R. Camagni, D. Musolino. Verso una metodologia di Valutazione di impatto territoriale di politiche, piani e programmi. In *Valutazione economica e valutazione strategica di programmi e progetti territoriali*, XXVI Conferenza Italiana di Scienze Regionali, 2006.
- R. Camagni. Per un concetto di capitale territoriale. In *Crescita e sviluppo regionale: strumenti, sistemi, azioni*, XXVIII Conferenza Italiana di Scienze Regionali, 2009.
- European Commission. *Territorial state and perspectives of the European Union, Scoping Document and summary of political messages*. EC.
- EEA. *Urban sprawl in Europe. The ignored challenge*. Copenhagen, EEA, 2006.
- ESPON. *Rural-urban relations. Final Report*. Helsinki, ESPON, 2006.
- F. Ferlaino, I. M. Lami. *Un'ipotesi di delinking territoriale per lo sviluppo regionale. Crescita e sviluppo regionale: strumenti, sistemi, azioni*. XXVIII Conferenza Italiana di Scienze Regionali, 2008.
- B. Fisher *et al.* Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecological Applications*, 18(8), 2008, pp. 2050–2067.
- K. G. Høyer, E. Holden. Household consumption and Ecological Footprints in Norway - Does urban form matter? *Journal of Consumer Policy*, 26, pp. 327–349, 2003.
- MEA. *Ecosystem and human well-being*. Washington: MEA, 2005.
- I. Muñiz e A. Galindo. Urban form and ecological footprint of commuting. The case of Barcelona. *Ecological Economics*, 55, 2005, pp. 499-51.
- Nuissl, H. *et al.* Environmental impact assessment of urban land use transitions—a context sensitive approach. *Land Use Policy*, 2008.
- OECD. *OECD Territorial Outlook*. Paris, 2001.
- E. Ostrom, J. Burger, C.B. Field, R.B. Norgaard, D. Policansky. Sustainability-revisiting the commons: local lessons, global challenges. *Science*. 284, pp: 278-282, 1999.
- S. Pagiola, G. Platais. *Payments for environmental services: from theory to practice*. Washington, World Bank, 2003.
- D. Pearce. Do we really care about biodiversity? *Environmental and Resource Economics*. 37, pp: 313-333, 2007.
- Rapporto dell'osservatorio nazionale sui consumi di suolo, a cura del Dipartimento di Architettura e Pianificazione del Politecnico di Milano, INU, Legambiente, 2009.
- Y. Rydin, M. Pennington. Public participation and local environmental planning: the collective action problem and the potential of social capital. *Local Environment*. 5, pp. 153-169, 1999.
- I. Zetti. *Carrying Capacity per il dimensionamento della pianificazione territoriale*. IRPET, 2009.