



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DEL MOLISE

Dipartimento di Bioscienze e Territorio

Dottorato di ricerca in

Scienze agro-forestali, delle tecnologie agro-industriali e del territorio rurale. I sistemi forestali.

(XXVII ciclo)

TESI

S.S.D. AGR/05

Monitoraggio dei cambiamenti d'uso del suolo e degli effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano

Relatore

*Chiar.mo Prof. **Marco Marchetti***

Correlatore

Chiar.mo Prof. Bruno Lasserre

Dottorando

Lorenzo Sallustio

Matr. 146254

Coordinatore

*Chiar.mo Prof. **Marco Marchetti***

Anno Accademico 2013/2014

*"Now is the most exciting time ever to be a
conservation scientist, because so much is
possible given the data and technology
and awareness available, and yet so much is
on the cusp of being lost - both spiritually and
materially, depending on the choices"*

(P. Kareiva, 2014)

Ringraziamenti

Sono tante le persone che mi hanno aiutato, supportato ed incoraggiato in questa avventura. Il primo ringraziamento va ai ricercatori con cui ho avuto la fortuna di collaborare e che mi hanno permesso di crescere mettendomi a disposizione tempo, conoscenza, entusiasmo ed amore per la ricerca. L'ultimo in particolare, rivelatosi di estrema utilità nei momenti più critici del mio percorso.

Al professor Marco Marchetti, motore inesauribile ed inarrestabile di idee e spunti, per aver creduto in me ed avermi “lanciato” in sfide che altrimenti non penso avrei mai avuto la forza e la possibilità di affrontare. Sfide che mi hanno arricchito dal punto di vista professionale ed umano e di cui custodirò gelosamente il ricordo e gli insegnamenti. Grazie a tutti i colleghi del DiBT ed in particolare ai prof. del Forestry-Lab per il supporto fornitomi in questi anni. A Claudia, Carmen, Caterina e Marco, che prima o poi risarcirò (in qualche modo) per lo stress provocatogli. Un grazie speciale va inoltre a Bruno e Matteo, con cui ho condiviso praticamente ogni momento di questo percorso, sempre gomito a gomito, tra ansie, sfide, deadlines, allarmi antincendio, sirene di chiusura e, perché no, anche qualche bella soddisfazione... in tutti voi ho trovato degli amici prima ancora che dei colleghi!

Ai colleghi del Natural Capital Project per il supporto fornitomi durante il periodo a Stanford. In particolare a Martin (my American cicerone), Brad e Nicholas per avermi anche fatto sentire meno lontano da casa! A Josepe, Giulia, Lucia e Brigitta compagni di tante scoperte e viaggi!

Questo lavoro vorrei dedicarlo alla mia famiglia. Ai miei genitori, ai miei fratelli ed i nonni, per essermi sempre stati vicini e compreso nelle mie assenze e mancanze... in modo particolare a mia madre e mio padre, che hanno sempre assecondato ed agevolato le mie scelte, nonostante queste abbiano a volte comportato momenti difficili, di ansia e rinunce. Vi voglio bene!

Alla mia “famiglia allargata”, che mi ha accolto aprendomi le porte di casa e coccolato come un figlio! A Orfeo per aver fatto le mie veci durante le mie assenze ed a Marica e Antonio per essere stati il ponte tra il Vecchio e il Nuovo Mondo anche nei momenti più difficili... non so se ce l'avrei fatta senza di voi! A tutti i miei amici, in primis Roberto e Pietro, per non aver mai ritratto “né la spalla, né il calice” nonostante i miei folli alti e bassi!

Il grazie più grande v'è ad Annalisa... senza di lei tutto questo non sarebbe stato possibile! Tu mi convincesti tre anni fa ad iniziare questo percorso, tu mi hai dato la forza di perseverare e rincorrere sempre i miei sogni anche nei momenti più duri e pur sapendo quanto ti sarebbe costato, tu hai rimesso insieme i miei pezzi ogni volta che sono caduto con l'amore che solo tu sai darmi! anche questa è passata, ma io e te... ∞ !

*A voi tutti, che in modi diversi mi
rendete una persona felice e fortunata!*

Happiness is only real when shared... so I feel very lucky!

Indice

RIASSUNTO.....	11
ABSTRACT	13
1. TRASFORMAZIONI TERRITORIALI RECENTI ED EFFETTI SUGLI ECOSISTEMI E SUL PAESAGGIO ITALIANO	15
Abstract.....	15
Un inquadramento globale sui cambiamenti d'uso e copertura del suolo (LULCC)	16
Cambiamento d'uso e copertura del suolo e Servizi Ecosistemici (SE)	19
Conclusioni	31
References.....	33
SEZIONE I: IL MONITORAGGIO DEI CAMBIAMENTI D'USO E COPERTURA DEL SUOLO	41
2. INTEGRATION OF LAND USE AND LAND COVER INVENTORIES FOR LANDSCAPE MANAGEMENT AND PLANNING IN ITALY.....	43
Abstract.....	43
Introduction.....	44
Methodology	48
Study area.....	48
The IUTI sampling scheme	49
Land use and land cover classifications.....	50
Estimation.....	54
Results	58
Land use and land cover estimates.....	58
Land use and land cover change analysis.....	61

Discussion	67
Conclusions	72
References.....	74
3. DALLA CITTÀ COMPATTA ALL'URBANO DIFFUSO: RIPERCUSSIONI ECOLOGICHE DEI CAMBIAMENTI D'USO DEL SUOLO	81
References.....	91
4. RURAL AREAS AND URBANIZATION: ANALYSIS OF A CHANGE.....	96
Abstract.....	96
Introduction.....	97
Results	101
Conclusions	108
References.....	109
5. CONSUMO DI SUOLO E ANALISI DEI CAMBIAMENTI DEL PAESAGGIO NEI PARCHI NAZIONALI D'ITALIA.....	113
Abstract.....	113
Introduzione.....	114
Aspetti metodologici	118
Risultati	120
Discussione e conclusioni.....	129
References.....	133
6. LA MONTAGNA ITALIANA TRA CAMBIAMENTI SOCIALI ED ECOLOGICI: L'EVOLUZIONE RECENTE DELL'USO DEL SUOLO	139
Abstract.....	139
Introduzione.....	140
Materiali e Metodi.....	143

Risultati	145
Discussione e conclusioni.....	149
References.....	155
SEZIONE II: I SERVIZI ECOSISTEMICI PER LA VALUTAZIONE DELL'IMPATTO ANTROPICO SUL CAPITALE NATURALE..... 163	
7. CARBON SEQUESTRATION BY FORESTS IN THE NATIONAL PARKS OF ITALY . 165	
Abstract.....	165
Introduction.....	166
Materials and methods	170
Results	173
Discussion and conclusion.....	181
References.....	186
8. ASSESSING LAND TAKE BY URBAN DEVELOPMENT AND ITS IMPACT ON CARBON STORAGE: FINDINGS FROM TWO CASE STUDIES IN ITALY 195	
Abstract.....	195
Introduction.....	196
Materials and methods	198
Study area and available data.....	198
Land take assessment	201
Carbon loss assessment	204
Results	207
Estimation of urban area.....	207
Carbon loss between the years 1990 and 2008.....	210
Discussion	211
The ecological meaning of land take	211

Risks and opportunities towards new paradigms for urban planning.....	213
Limitations of the study.....	216
Conclusions	217
References.....	218
9. ADVANCED EARTH OBSERVATION APPROACH FOR MULTISCALE FOREST ECOSYSTEM SERVICES MODELING AND MAPPING (MIMOSE).....	230
Abstract.....	230
Introduction.....	231
Materials and methods	234
Study area.....	234
Earth Observation data.....	234
Forest types map	234
Field data	235
Growing stock volume map.....	235
Forest age map.....	236
Segmentation.....	237
InVEST and management scenario.....	238
Results	238
Discussion and conclusions.....	241
References.....	243
SEZIONE III: CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE, IMPLICAZIONI E PROSPETTIVE FUTURE	248
10. LA NATURA TRA VALORE INTRINSECO E VALORE STRUMENTALE: QUALI PROSPETTIVE PER LA CONSERVAZIONE?	249
References.....	258

11. NATURAL CAPITAL AND BIOECONOMY: CHALLENGES AND OPPORTUNITIES FOR FORESTRY 264

 Abstract.....264

 The need for bioeconomy-based natural resources management.....265

 Green economy and natural resources: the role of forest sector267

 The Chart of Rome: linking natural and cultural capital.....270

 Monitoring changes of natural capital: land use and ecosystem services relationship.....273

 Perspectives for the future implementation of bioeconomy280

 References.....285

Riassunto

Le caratteristiche del paesaggio sono legate all'eterogeneità ambientale e funzionale di natura, agricoltura, insediamenti e attività antropiche, in grado, col loro fraseggio territoriale, di originare mosaici peculiari e mutevoli nel tempo. In seguito alla rivoluzione industriale, il sottile equilibrio che regolava il rapporto di coevoluzione uomo-natura si è decisamente inclinato a favore di una società alla continua ricerca e conquista di nuovi spazi, tanto che attualmente circa il 75% delle terre emerse presenta alterazioni per effetto della presenza antropica. 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, influenzando i processi ecologici alla base della fornitura di beni e servizi di supporto alla vita ed al benessere umano.

Il presente lavoro è strutturato in tre parti riguardanti: a) il monitoraggio dei cambiamenti d'uso e copertura del suolo; b) la valutazione degli impatti sull'erogazione di servizi ecosistemici; c) le implicazioni di tali valutazioni per la pianificazione del territorio.

Lo studio dei cambiamenti d'uso e copertura del suolo è stato basato principalmente sull'utilizzo dell'Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia (IUTI). Lo sviluppo di nuove metodologie di monitoraggio ha consentito di aumentarne il potenziale informativo e l'applicabilità nell'ambito della pianificazione territoriale, pur rispondendo a criteri di economicità ed accuratezza. L'analisi di dettaglio dei cambiamenti d'uso e copertura del suolo in ambienti particolari quali quelli montani e dei Parchi Nazionali, ha inoltre consentito di caratterizzare in maniera analitica i principali fenomeni occorsi in Italia negli ultimi 20 anni, tra cui:

- *la perdita di superfici agricole, sia seminativi che prati e pascoli;*

- *l'espansione della superficie forestale;*
- *l'espansione della superficie urbana.*

L'approccio multidisciplinare adottato ha inoltre consentito la migliore comprensione delle cause di tali modificazioni, le possibili traiettorie future e le conseguenti ricadute sulla pianificazione e politiche territoriali.

La seconda parte del lavoro ha riguardato la quantificazione dei servizi ecosistemici, in particolare la capacità di fissazione della CO₂ e la loro variazione in risposta a strategie migliorative legate ad esempio alla gestione forestale, o di fenomeni altamente impattanti quale l'espansione delle aree urbane. È stato dimostrato come tali valutazioni consentano di meglio bilanciare le analisi costi-benefici legate a progetti, piani e politiche, offrendo quindi una concreta opportunità di riconciliare le necessità dell'uomo alle reali capacità degli ecosistemi naturali in un'ottica di sviluppo sostenibile. La possibilità di attribuire un valore alle risorse naturali comporta nuove sfide e prospettive legate alla loro gestione, che vanno dalla valutazione degli effetti delle passate politiche, alla proposizione di modelli di sviluppo innovativi sempre più basati sulle effettive peculiarità dei territori e sulle necessità di chi in essi vive. In un quadro complesso di cambiamenti ed implicazioni più o meno dirette sull'ambiente e sul benessere umano come quello analizzato, è di primaria importanza la disponibilità di dati e modelli facilmente aggiornabili in grado di descrivere tali processi e permettere la creazione di scenari futuri di supporto ai decision makers pubblici e privati in sede di pianificazione e progettazione. Quella che potrebbe oggi apparire come una scelta legata a particolari sensibilità o a questioni di marketing per amministratori illuminati, imprese o comuni cittadini, è ormai chiaro che dovrà rappresentare il futuro modus operandi.

Abstract

The environmental and functional heterogeneity of nature, agriculture, settlements and other anthropogenic activities, influences landscape characteristics and their changes over time. After the industrial Revolution, the precarious equilibrium which regulated the co-evolutionary process between man and nature, has decidedly leaned in favor of a society which is continuously in search of new spaces to be explored and inhabited. In fact, currently, about 75% of emerged lands shows evidence of human alterations. The main factor determining changes in landscape and its functional processes is the land use. Land use change alters the biophysical coverage of soil, thus influencing ecological processes which provide goods and services supporting Life and human wellbeing.

The present work is composed of three sections focused on: I) land use and land cover change monitoring; II) impact on ecosystem services assessment; II) evaluate their implications on land use policies and planning.

Land use and land cover change analysis were performed using data from the Italian Land Use Inventory (IUTI). The development of new monitoring approaches allowed for the enhancement of the informative power of IUTI maintaining its low cost and high accuracy characteristics, thus encouraging its implementation in decision making processes. The detailed analysis of land use and land cover change in particular contexts like mountain landscapes and National Parks, allowed for the characterization of the main phenomena occurred in Italy during the past 20 years, among which:

- *loss of arable lands, grasslands and pastures;*
- *forest expansion;*

➤ *urban growth.*

We adopted a multidisciplinary approach to better understand the causes of these modifications, their possible future trajectories and implications for land use policies and planning.

The second part of this study focused on the assessment of ecosystem services, particularly carbon storage and sequestration, and their changes in response to positive or negative influences, such as forest management and urban growth, respectively. The assessment of impacts on ecosystem services may help to reconcile the historical bias between nature and human, through improving and completing the costs-benefits analysis related to particular choices, policies, plans and projects. Therefore, it will play an important role supporting future policies aimed to satisfy human needs but at a smaller cost on natural systems. The possibility to give a value to natural resources offers new challenges and opportunities related to their management: from the analysis of past policies to the development and implementation of innovative management strategies strictly connected to the needs of territories and local communities. In such a complex framework, characterized by fast changes affecting environmental quality and human wellbeing, the availability of data and models easily updatable plays a key role in supporting private and public decision makers. These choices, now apparently mainly related to the particular awareness or market strategies of administrations, enterprises and private citizens, will represent the future modus operandi.

1. Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano

Sallustio L.¹, Vizzarri M.¹, Marchetti M.¹

¹ Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone, 86090, Pesche (Is), Italy

Articolo pubblicato: Territori- 2013- 18: 46-53

Abstract

The increasing global demand of goods and services and the never-ending population growth have been the main drivers of Land Use and land Cover Change (LULCC) and as a consequence of the global loss of biodiversity and ecosystem services overtime. The aim of this study is to describe what have been the main processes related to LULCC in Italy between 1990 and 2008, and in which way they contributed to the reduction of ecosystems' functionality. Results mainly show: (i) a general widespread of the "urban-sprawl", especially in complex agricultural systems and in coastal areas, but also in fragile mountain ecosystems and protected areas; (ii) the priority to assess LULCC and ecosystem services provisioning in the frame of land use policy, planning and management.

Un inquadramento globale sui cambiamenti d'uso e copertura del suolo (LULCC)

Le caratteristiche del paesaggio sono legate all'eterogeneità ambientale e funzionale di natura, agricoltura, insediamenti e attività antropiche, in grado, col loro frangimento territoriale, di originare mosaici peculiari e mutevoli nel tempo. Tale considerazione è riscontrabile nelle stesse definizioni di paesaggio per cui esso rappresenta l'"elemento costitutivo dell'ambiente, cioè l'insieme di elementi naturali e interventi umani che conferisce ai luoghi una particolare identità o immagine" (Pazzagli, 2008).

Nelle scienze naturali si è storicamente fatto sempre riferimento al concetto di Bioma quale unità omogenea dal punto di vista vegetazionale e morfologico, per l'analisi delle caratteristiche e funzioni dei sistemi naturali. Recentemente, diversi studi hanno dimostrato come questo concetto sia in realtà limitante per la comprensione dei processi ecosistemici e dell'impatto che l'uomo ha su di essi. Tale ridefinizione è necessaria in virtù del fatto che più del 75% delle terre emerse mostrano alterazioni forti per effetto della presenza dell'uomo, con meno di un quarto rimanenti come territori "*wild*", in grado di supportare solo l'11% della produttività primaria netta terrestre (Ellis *et al.*, 2008).

Al fine di comprendere meglio le interazioni tra uomo ed ecosistema, è stato ulteriormente sviluppato il concetto dei biomi antropogenici, o *anthromes* (Ellis *et al.*, 2008), dando quindi rilievo all'intervento antropico come fattore di modificazione (Alessa *et al.*, 2008) e inserendo una prima discriminazione sostanziale tra *used lands*, date dalla somma di superfici agricole, pastorali e urbane, e *unused lands* (Figura 1.1).

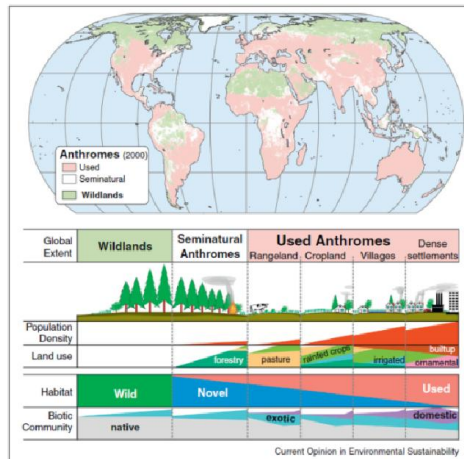


Figura 1.1 - Mappa delle *used* ed *unused lands* a scala globale e schema delle implicazioni ecologiche per livelli crescenti di antropizzazione (Ellis *et al.*, 2013).

L'aumento della domanda di beni, direttamente collegata all'aumento della pressione demografica, nel tardo Olocene ha rappresentato uno dei principali motivi alla base delle migrazioni di tribù e civiltà verso nuovi territori vergini e produttivi in grado di soddisfare i crescenti fabbisogni. Tali spazi, tuttavia, sono andati via via riducendosi e al precedente fenomeno di "estensivizzazione" è succeduto quello dell'"intensificazione", in particolar modo delle pratiche agricole, che ha permesso di incrementare notevolmente la produttività unitaria (Matson *et al.*, 1997). A differenza della teoria malthusiana (Malthus, 1798) che vedeva nella limitatezza di risorse il principale limite allo sviluppo, Boserup (Boserup, 1981) è riuscito a dimostrare come in realtà l'aumento della domanda di beni funga da innesco a processi di intensificazione che incrementano la produttività delle risorse primarie, configurandosi quindi come risposta adattativa alle esigenze demografiche, sociali ed economiche in un determinato periodo. Tali dinamiche sono ben visibili osservando il Modello generale dell'intensificazione (Ellis Boserup *et al.*, 2013) (Figura 1.2).

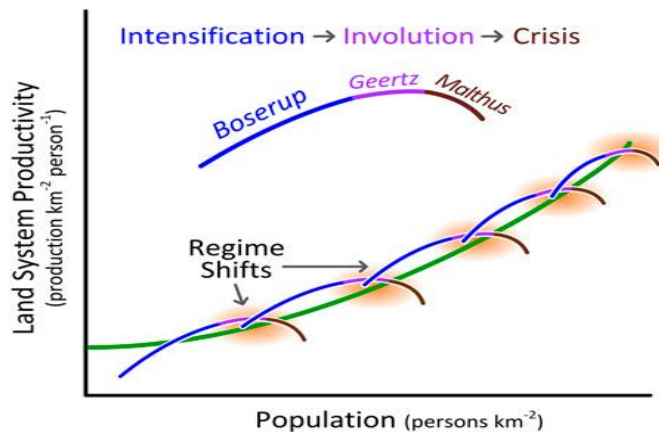


Figura 1.2 - Schematizzazione del modello generale dell'intensificazione. Ad una prima fase di intensificazione, in cui le nuove tecnologie fanno sì che la produttività aumenti più velocemente della popolazione, segue l' involuzione, in cui l'aumento della produttività legato all'utilizzo di nuove tecnologie termina. Ulteriori successivi incrementi sono possibili unicamente aumentando gli input in termini di lavoro o risorse (Geertz, 1963). Il ciclo si conclude con una fase di crisi, in cui è impossibile aumentare la produttività e di conseguenza la produzione non è in grado di sostenere l'aumento demografico o dei bisogni in genere (Ellis *et al.*, 2013).

Intensificazione relativa ai processi agricoli e industrializzazione sono i principali *drivers* della concentrazione della popolazione nei centri urbani, basti pensare che nel 1800 solo il 7% della popolazione vi risiedeva, passando al 16% nel 1900 e superando il 50% nel 2000 (Goldewijk *et al.*, 2010). Lo sviluppo dei sistemi urbani ha prodotto un aumento del reddito medio della popolazione ed una serie di benefici sociali (Bettencourt *et al.*, 2007; Glaeser *et al.*, 2011) che a loro volta fungono da *drivers* per la migrazione dalla campagna alla città, con conseguente ulteriore crescita di quest'ultima (Dethier *et al.*, 2012; Redman *et al.*, 2005). Al processo di urbanizzazione e di intensificazione dell'uso delle risorse nei territori più produttivi si contrappone il progressivo spopolamento delle aree rurali, favorendo fenomeni di ricolonizzazione da parte del bosco (Foster *et al.*, 1998; Rudel *et al.*, 2005; Meyfroidt *et al.*, 2011). È chiaro come i processi socio- economici quindi rivestano un ruolo chiave nelle modificazioni degli ecosistemi, dei processi funzionali e dei servizi ecosistemici ad essi riconducibili e in grado di influenzare in maniera più o meno diretta il benessere umano.

Cambiamento d'uso e copertura del suolo e Servizi Ecosistemici (SE)

I SE rappresentano le condizioni e i processi attraverso cui gli ecosistemi naturali e le specie che li costituiscono, sostengono la vita dell'uomo e ne favoriscono il benessere (Daily, 1997). Recentemente, i SE sono stati classificati a scala globale (Costanza *et al.*, 2007; De Groot *et al.*, 2002; Kremen, 2005; Luck *et al.*, 2009) e sono stati progressivamente definiti, valutati e spazializzati (De Groot *et al.*, 2010). Con il *Millennium Ecosystem Assessment* (MA, 2005), e successivamente con il programma *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (Krumer, 2010), la tematica dei SE ha fatto il suo ingresso nei contesti politici, sociali e scientifici. Per la prima volta a scala globale, MA ha predisposto una classificazione condivisa dei SE, suddividendoli in grandi raggruppamenti: (a) approvvigionamento (disponibilità di cibo, acqua potabile, fibra o altro materiale grezzo, materiale genetico, prodotti curativi e medicinali); (b) regolazione (miglioramento della qualità dell'aria, mitigazione dei cambiamenti climatici e degli eventi naturali catastrofici, formazione del suolo e rigenerazione, assimilazione del materiale di scarto); (c) supporto (conservazione degli habitat naturali, protezione del pool genetico e della funzionalità ecosistemica); (d) culturali, estetici e ricreativi (opportunità per il turismo e le attività ricreative, ispirazione artistica, culturale e religiosa).

Molti dei SE sopra descritti sono fondamentali per la nostra esistenza (come ad es. la mitigazione del clima, la purificazione dell'aria, l'impollinazione delle colture erbacee), mentre altri la valorizzano (l'estetica o gli aspetti culturali e ricreativi) (Kremen, 2005). Ma il benessere dell'uomo, includendo le sue necessità vitali, è stato, e continua ad essere soddisfatto a spese dell'uso del suolo, del clima, dei cicli biogeochimici e della distribuzione delle specie animali e vegetali (MA, 2005). Specialmente negli ultimi 50 anni, a livello globale l'uomo ha modificato drasticamente la copertura del suolo, aumentando le superfici agricole (Pereira *et al.*, 2012) e urbanizzate (Seto *et al.*, 2012), ed alterandone lo *status* attraverso processi di

degradazione, intensificazione dell'uso (Lindenmayer *et al.*, 2012), frammentazione (Mantyka-pringles *et al.*, 2012) e ripristino della vegetazione (Meyfroidt *et al.*, 2010). Tali modificazioni costituiscono le cause principali di alterazione delle strutture e funzioni degli ecosistemi e della capacità degli stessi di sostenere la fornitura dei servizi (Mace *et al.*, 2012). La Figura 1.3 evidenzia in senso generale come la disponibilità di SE si riduca notevolmente all'aumentare dell'intensità dell'uso del suolo.

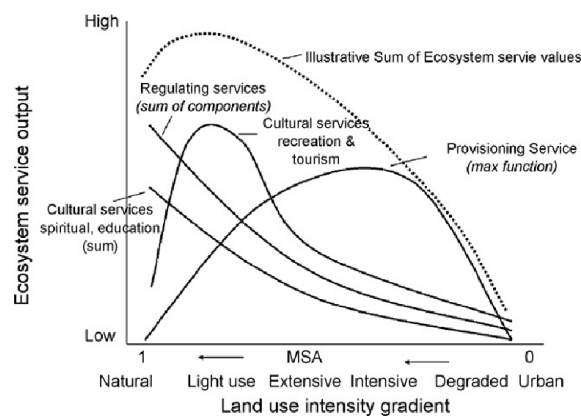


Figura 1.3: Relazioni ipotetiche fra intensità d'uso del suolo, indice di abbondanza specifica media (*Mean Species Abundance*, MSA) ed altri SE (Braat *et al.*, 2008).

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.

I dati disponibili per quantificare il *Land Use and Land Cover Change* – LULCC, sono diversi sia a livello europeo che nazionale. Una prima differenziazione va fatta sulla tipologia del dato, potendo far riferimento a dati di tipo cartografico-vettoriale, come nel caso del programma *Corine Land Cover* (CLC) promosso dall'*European Environment Agency* (EEA), o di tipo inventariale-discreto come nel caso di LUCAS, promosso dall'Ufficio Statistico dell'Unione Europea (EUROSTAT). Entrambi gli approcci possiedono dei punti di forza e di debolezza. Nel caso dell'approccio

inventariale, ad esempio, tra i punti di forza si possono menzionare la maggiore rapidità di realizzazione ed aggiornamento, che si traducono in una maggiore economicità del dato, e la possibilità di utilizzare un approccio prettamente statistico per la produzione di indicatori di cui siano note anche l'accuratezza ed affidabilità. Di contro, l'approccio cartografico permette di avere la precisa localizzazione spaziale dei fenomeni e meglio si presta all'utilizzo semplificato nell'ambito di operazioni di modellistica dei fenomeni.

Gli strumenti sia di tipo cartografico che inventariale attualmente disponibili a livello europeo, nazionale e regionale sono molteplici, ciascuno caratterizzato da metodologie, finalità, accuratezza e dettaglio tematico peculiari (Romano e Zullo, 2013; Munafò *et al.*, 2013; Pulighe *et al.*, 2013; Marchetti *et al.*, 2012; Salvati *et al.*, 2012; Martino e Fritz, 2008).

I risultati della ricerca presentati in questo lavoro sono stati ottenuti utilizzando come strumento di analisi l'Inventario dell'Uso delle Terre in Italia (IUTI). Promosso dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare nell'ambito del Piano Straordinario di Telerilevamento Ambientale (PST-A), IUTI ha lo specifico compito di inventariare il territorio nazionale secondo categorie di uso delle terre rispetto a tre date di riferimento (1990, 2008 e 2012), in modo da poter poi stimare le superfici eleggibili secondo gli articoli 3.3 e 3.4 del Protocollo di Kyoto. IUTI si basa sull'attribuzione della classe d'uso del suolo a circa 1.206.000 punti di campionamento, mediante interpretazione di immagini ortofotografiche ed ha il vantaggio di poter rappresentare una possibile base di riferimento per approfondimenti tematici, come avvenuto ad esempio nel caso dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio (De Natale, 2004; Chirici *et al.*, 2011). I punti di sondaggio sono localizzati secondo uno schema di campionamento sistematico non allineato (Barabesi e Francesche 2011). Il punto di sondaggio è posizionato in modo casuale all'interno di una maglia a celle quadrate di 0,5 km di lato. Il sistema di classificazione gerarchico utilizzato si basa sulle 6 categorie d'uso

delle terre definite per GPG- LULUCF (*Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*) (Penman *et al.*, 2003), integrata con sottocategorie di secondo e terzo livello, per un totale di 9 classi (Tabella 1.1). Per ulteriori approfondimenti metodologici si rimanda a Marchetti *et al.* (2012) e Corona *et al.* (2012).

Tabella 1.1: Sistema di classificazione delle terre secondo IUTI.

IUTI class	IUTI category level II	IUTI category level III	IUTI code
Forest land	<i>Woodland</i>		1
	<i>Wooded land temporarily unstocked</i>		
Cropland	<i>Arable land</i>		2.1
	<i>Permanent crops</i>	<i>Orchards, vineyards and nurseries</i>	2.2.1
		<i>Forest plantations</i>	2.2.2
Grassland	<i>Natural grassland and pastures</i>		3.1
	<i>Other wooded land</i>		3.2
Wetlands	-		4
Settlements	-		5
Other land	<i>Bare rock and sparsely vegetated areas</i>		6

L'interpretazione dei LULCC dal 1990 al 2008 si è avvalso di matrici di transizione, in cui vengono riportate in righe e colonne le varie classi d'uso del suolo in anni diversi da comparare, permettendo di determinare in maniera semplice ed intuitiva l'entità delle superfici rimaste invariate e l'entità delle variazioni e dei flussi da e verso una determinata classe (Tabella 1.2)

Tabella 1.2 - Matrice di transizione dei cambiamenti avvenuti nell'uso delle terre dal 1990 al 2008 in Italia (per il significato dei codici di uso delle terre, v. Tabella 1.1). I dati di superficie sono espressi in ettari (Marchetti *et al.*, 2012).

		2008									
1990	IUTI	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Totale
	1	9,014,117	30,192	13,573	975	13,446	37,213	9,497	21,118	1225	9,141,355
	2.1	184,398	9,586,594	789,148	69,470	154,166	128,526	15,374	387,391	150	11,315,217
	2.2.1	35,547	272,931	2,269,752	775	21,650	16,571	575	64,962	0	2,682,761
	2.2.2	3847	51,692	1249	67,659	2773	2349	1249	3273	0	134,091
	3.1	138,121	60,692	22,573	4,224	1,662,343	276,904	5,349	24,998	550	2,195,754
	3.2	256,716	48,566	17,072	750	9,449	1,513,565	7,399	13,097	525	1,867,138
	4	14,696	1225	425	400	2999	11,224	476,768	1500	825	510,061
	5	5,023	4,174	950	125	5,250	3,724	1250	1,623,439	75	1,644,010
	6	750	75	25	0	2,373	1125	1125	1125	651,691	658,288
Totale	9,653,216	10,056,141	3,114,765	144,376	1,874,449	1,991,200	518,586	2,140,903	655,040	30,148,676	

La matrice mette in evidenza cambiamenti significativi avvenuti dal 1990 al 2008: evidenti sono l'aumento della superficie forestale (circa 500,000 ha) a scapito soprattutto delle superfici agricole, che pur rimanendo la classe d'uso più diffusa sul territorio nazionale (33.4%) registra un saldo negativo che supera gli 800,000 ha; notevole risulta anche il dato relativo al consumo di suolo, con l'espansione delle aree urbanizzate parimenti vicino ai 500,000 ha (circa 28,000 ha all'anno) a scapito soprattutto di terreni precedentemente destinati ad uso agricolo (circa il 75%) (Marchetti *et al.*, 2013) . Tali dinamiche, in termini relativi, sono osservabili in Figura 1.4.

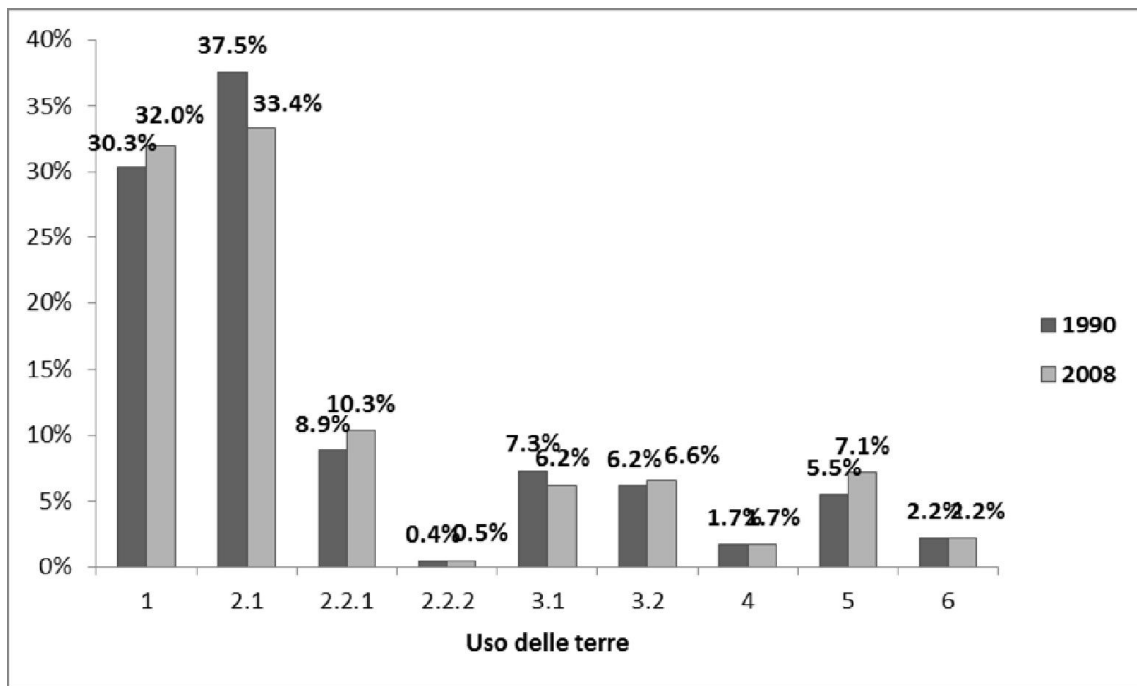


Figura 1.4- Percentuale di copertura stimata da IUTI per ciascuna categoria d'uso delle terre al 1990 e al 2008 rispetto alla superficie nazionale. Per il significato dei codici di uso delle terre, vedi tab. 1.1 (Marchetti *et al.*, 2012).

In particolare poi, sulla transizione da terreni seminativi a superfici urbane, è stato condotto un approfondimento dell'analisi grazie all'utilizzo di strati informativi ausiliari come il modello digitale del terreno e il CLC. Il consumo di suolo- o *urban sprawl*- definito come il "passaggio da uno stato agricolo/naturale a uno stato urbano/artificiale/modellato dall'uomo", è il fenomeno che maggiormente preoccupa da un punto di vista ecologico per la sua irreversibilità e per la vasta serie di impatti negativi sull'erogazione dei già menzionati SE (Romano e Zullo, 2012). Dei circa 500 mila ha artificializzati tra il 1990 e il 2008 (+30% rispetto al dato del 1990), circa 380 mila sono a carico di ex coltivi. Tale fenomeno si è concentrato prevalentemente a quote più basse (l'88% entro i 400 m s.l.m.) e in aree praticamente pianeggianti (74% in terreni con pendenza inferiore al 5%, addirittura l'87% entro il 10%, Figura 1.5; Figura 1.6). Comparando il dato del consumo di suolo e quello della superficie urbanizzata al 2008, si può inoltre notare come la pressione sui terreni più appetibili

dalla speculazione edilizia, e che al tempo stesso diventano sempre più scarsi e ricchi di habitat da tutelare, sia tutt'ora molto elevata (Marchetti *et al.*, 2013).

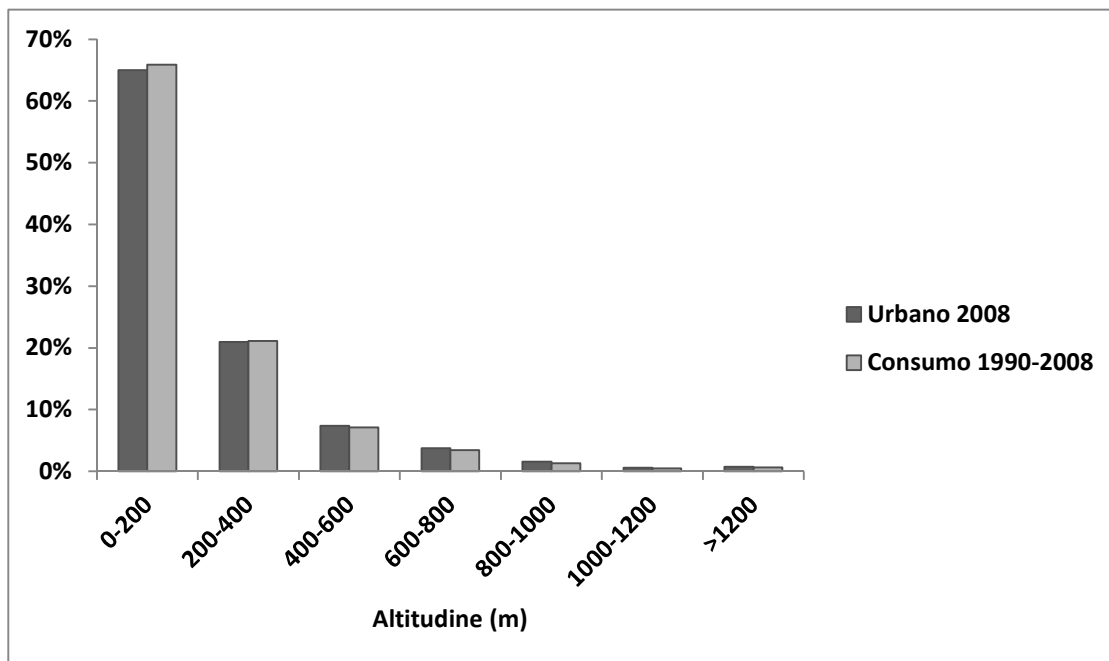


Figura 1.5- Distribuzione del tessuto urbano nel 2008 e del consumo di suolo dal 1990 al 2008 per fasce altitudinali in Italia.

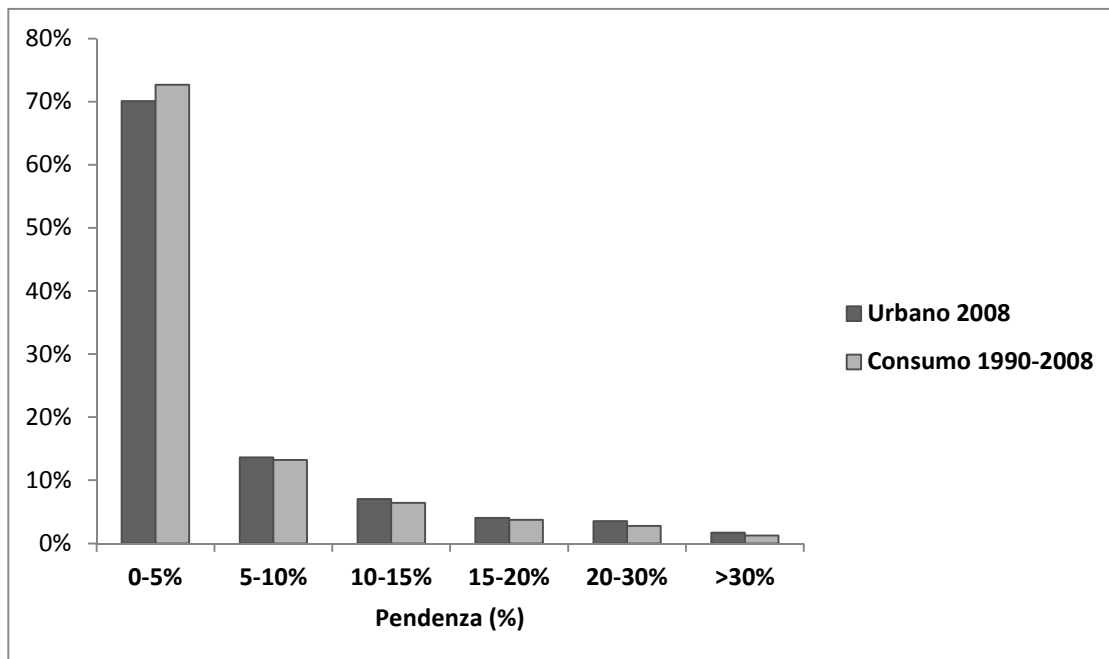


Figura 1.6- Distribuzione del tessuto urbano nel 2008 e del consumo di suolo dal 1990 al 2008 per classi di pendenza in Italia (Marchetti *et al.*, 2013).

Dal punto di vista ecologico è inoltre importante rilevare come l'aggressione spesso avvenga ai danni di terreni agricoli relativamente marginali da un punto di vista economico, come dimostra la limitata presenza dei terreni irrigui tra quelli di nuova urbanizzazione (in fase di quantificazione con studi di dettaglio), ma estremamente importanti per la tutela della biodiversità. In Figura 1.7 è infatti possibile notare come la maggior parte delle superfici consumate afferisca a terreni seminativi non irrigui (65%), anche se più preoccupante è l'aggressione ai danni delle colture agrarie con spazi naturali importanti e dei sistemi colturali complessi (32% complessivamente), aventi un'elevata valenza dal punto di vista ecologico.

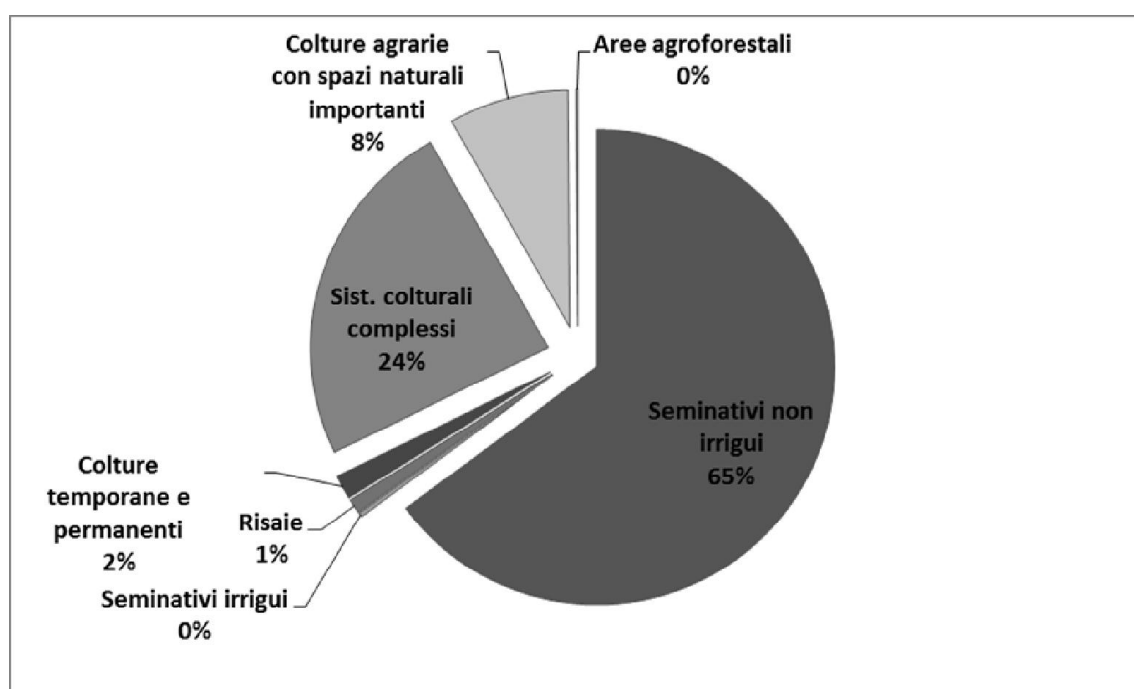


Figura 1.7- Ripartizione dei suoli agricoli urbanizzati secondo le classi *Corine Land Cover* (Marchetti *et al.*, 2013).

Un altro elemento di analisi è la relazione tra il consumo di suolo e l'andamento demografico. L'elaborazione di un semplice indice come il rapporto tra superficie consumata e saldo demografico nelle varie Regioni d'Italia per il periodo 1990-2008, ha evidenziato che diverse Regioni (Sardegna, Puglia, Friuli e Sicilia) presentano valori ben al di sopra di quello medio nazionale, ma soprattutto che Basilicata, Calabria, Liguria e Molise, a fronte di un saldo demografico negativo, continuano comunque a consumare ingenti superfici agricole e seminaturali (Figura 1.8). La lettura di tale fenomeno è resa ulteriormente evidente osservando la variazione della superficie media urbanizzata pro capite (Figura 1.9): a livello nazionale, la superficie media urbanizzata è aumentata di circa 64 m², passando da 290 a 354 m² per abitante. Anche in questo caso, gli incrementi maggiori si registrano nelle regioni in cui il saldo demografico è negativo o comunque vicino alla neutralità. In Basilicata, ad esempio, la superficie urbanizzata pro capite è aumentata del 49%, mentre in termini assoluti, nel 2008, le Regioni con le maggiori superfici urbanizzate per abitante risultano il Friuli, la Sardegna e la Valle d'Aosta (rispettivamente 562, 481 e 479 m² per abitante).

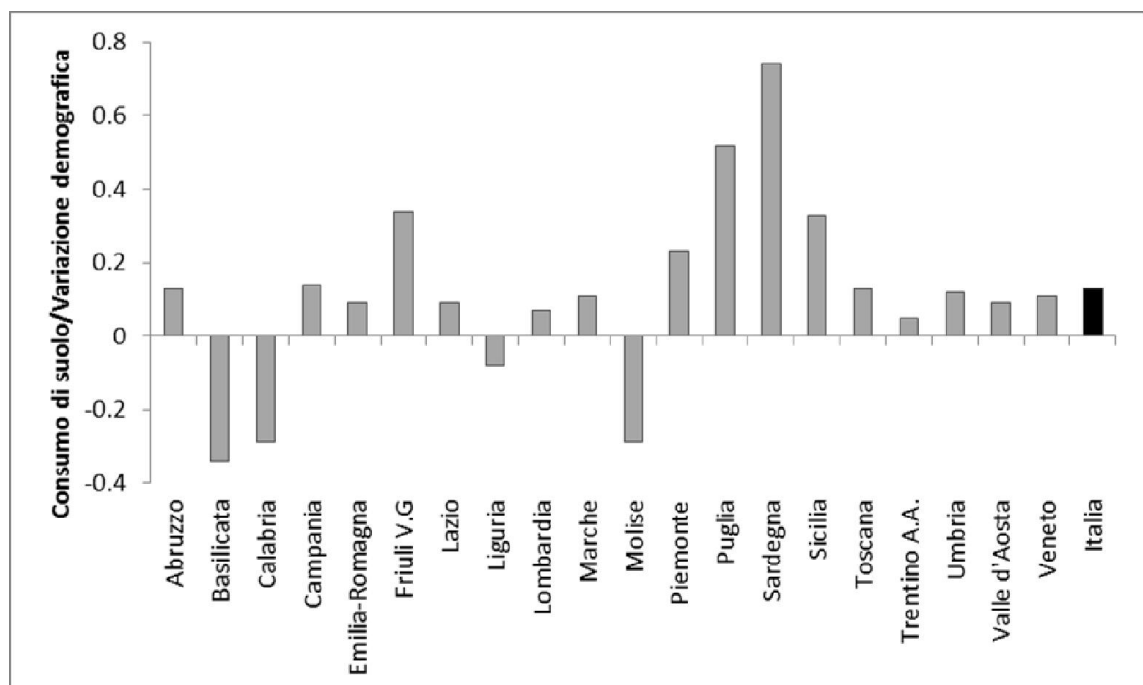


Figura 1.8- Rapporto tra gli ettari di suolo consumati dal 1990 al 2008 ed il saldo demografico (Marchetti e Sallustio, 2012).

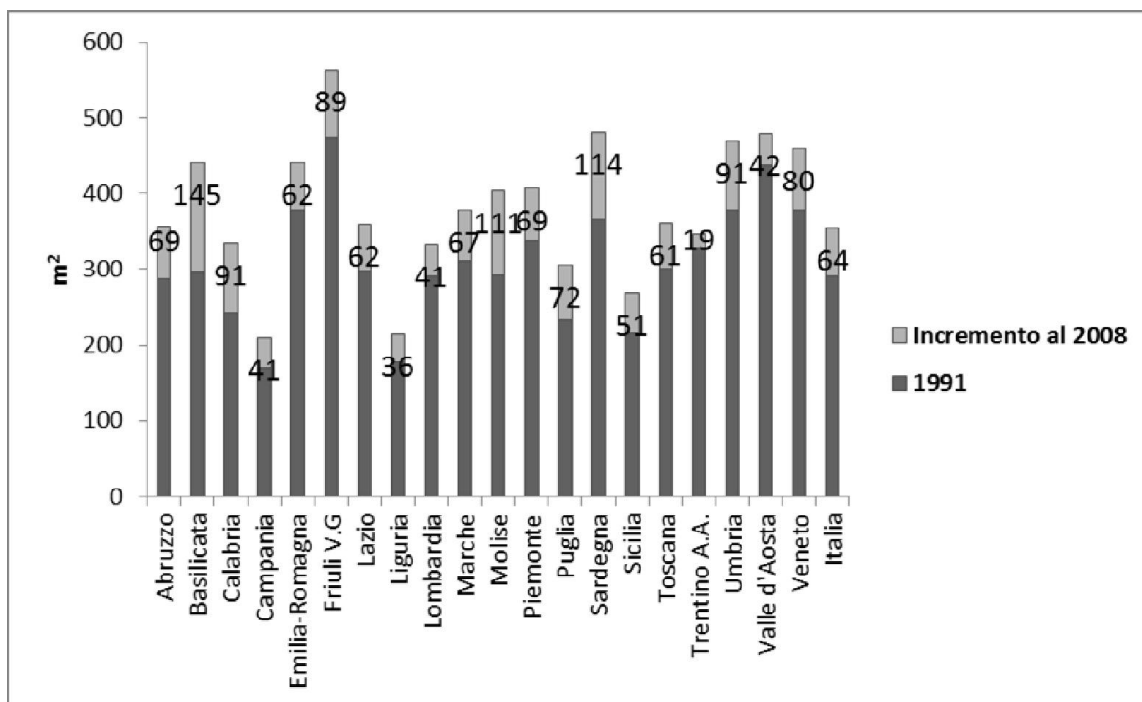


Figura 1.9- Superficie urbanizzata pro capite al 2008 e variazione rispetto al 1991.

Come già accennato, i territori meno aggrediti dall'*urban sprawl* sono quelli montani, dove il fenomeno più diffuso è quello della ricolonizzazione di ex prati e pascoli da parte del bosco nelle diverse fasi di successione secondaria. Analizzando i cambiamenti avvenuti all'interno della cosiddetta "montagna legale" (De Vecchis, 1996), comprendente 218 Comunità Montane (ISTAT, 2009), si è infatti osservato che qui, seppur consistente (130 mila ha), il consumo di suolo risulta relativamente più basso rispetto alla media nazionale (+23%). Attualmente non è possibile stabilire in termini analitici quanto questa sorta di preservazione sia il frutto di una storica minore appetibilità di tali territori e quanto il risultato di una serie di politiche di tutela e salvaguardia, come ad esempio quelle legate alle aree protette che proprio nelle zone montane sono maggiormente ubicati. L'analisi dei cambiamenti all'interno dei Parchi Nazionali, oltre a mostrare anche qui la forte dinamica di ricolonizzazione da parte del bosco a danno della tante superfici agricole e delle praterie, mostra che seppur la superficie urbanizzata al 2008 sia nettamente inferiore alla media nazionale

(1% rispetto al 7.1%), il dato del consumo di suolo risulti comunque non trascurabile (3,500 ha in più rispetto al 1990, +20%) (Marchetti *et al*, 2013). Pur mancando informazioni che permettano di meglio comprendere il contributo dei vari fattori alla base di tali differenze (socio-economici, gestionali, orografici ecc.), risulta tuttavia evidente che il fenomeno dell'*urban sprawl* è tutt'altro che assente anche in contesti dediti principalmente alla conservazione delle risorse naturali.

La storica scarsa efficacia di strumenti come il vincolo paesaggistico ("Legge Galasso", 431/1985) è invece evidente in ambiti territoriali in cui il consumo di suolo è in assoluto la dinamica di cambiamento predominante, ovvero nei sistemi costieri. Utilizzando i dati IUTI per analizzare il consumo di suolo lungo tutta la fascia costiera nazionale, si può notare come la superficie urbanizzata sia nettamente superiore rispetto ai dati medi dell'intero Paese, come dimostrato anche da studi di dettaglio e di lunga durata condotti di recente su significative porzioni di costa (Romano e Zullo, 2013). Il grafico in Figura 1.10 mostra la ripartizione tra le varie classi d'uso del suolo al 2008 in fasce a distanza crescente dal mare, mostrando come l'incidenza della superficie urbanizzata tende a decrescere man mano che ci si sposta verso l'entroterra. I valori osservabili sono comunque molto elevati rispetto a quello medio nazionale, arrivando addirittura a circa il 36% nella fascia dei 300 m dalla linea di costa, ovvero quella che dovrebbe essere maggiormente vincolata. Ragionando in termini relativi rispetto alla superficie urbanizzata al 1990, sembrerebbe che il tasso di consumo di suolo si sia ridotto, risultando inferiore a quello medio nazionale man mano che ci si avvicina alla linea di battigia (Figura 1.11). In realtà il dato è dovuto alla già importante superficie urbanizzata a quella data: infatti, osservando i tassi di consumo relativi all'intera superficie della fascia considerata, si può vedere come essi abbiano un valore almeno doppio rispetto a quello medio nazionale, e particolarmente elevato nella fascia di 1 Km, ad indicare come probabile la veloce saturazione della fascia immediatamente prossima alla linea di costa (Figura 1.12).

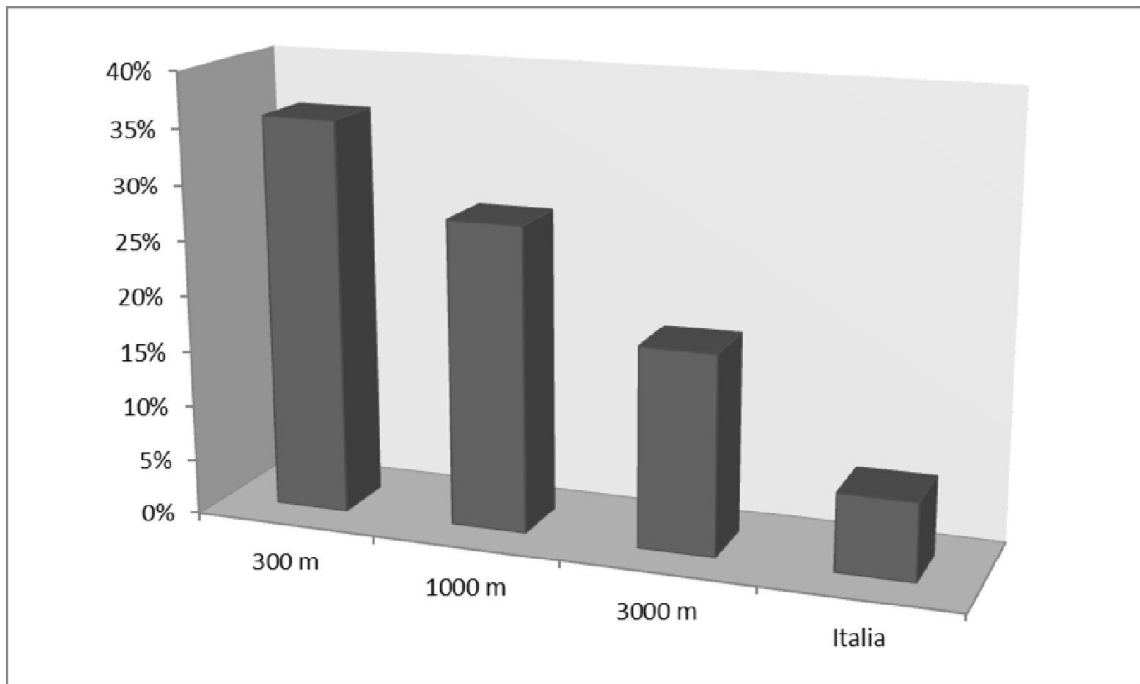


Figura 1.10- Superficie urbanizzata al 2008, in Italia e in fasce di ampiezza diversa dalla linea di costa

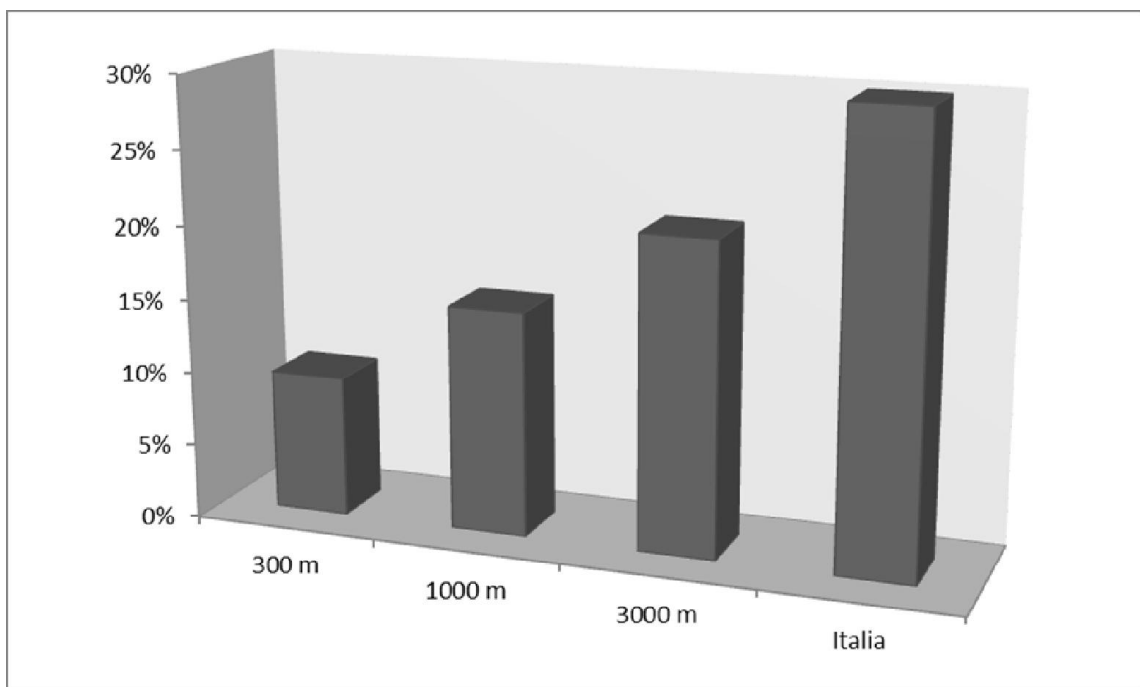


Figura 1.11- Consumo di suolo dal 1990 al 2008 relativo al dato della superficie urbanizzata al 1990, in Italia e in fasce di ampiezza diversa dalla linea di costa

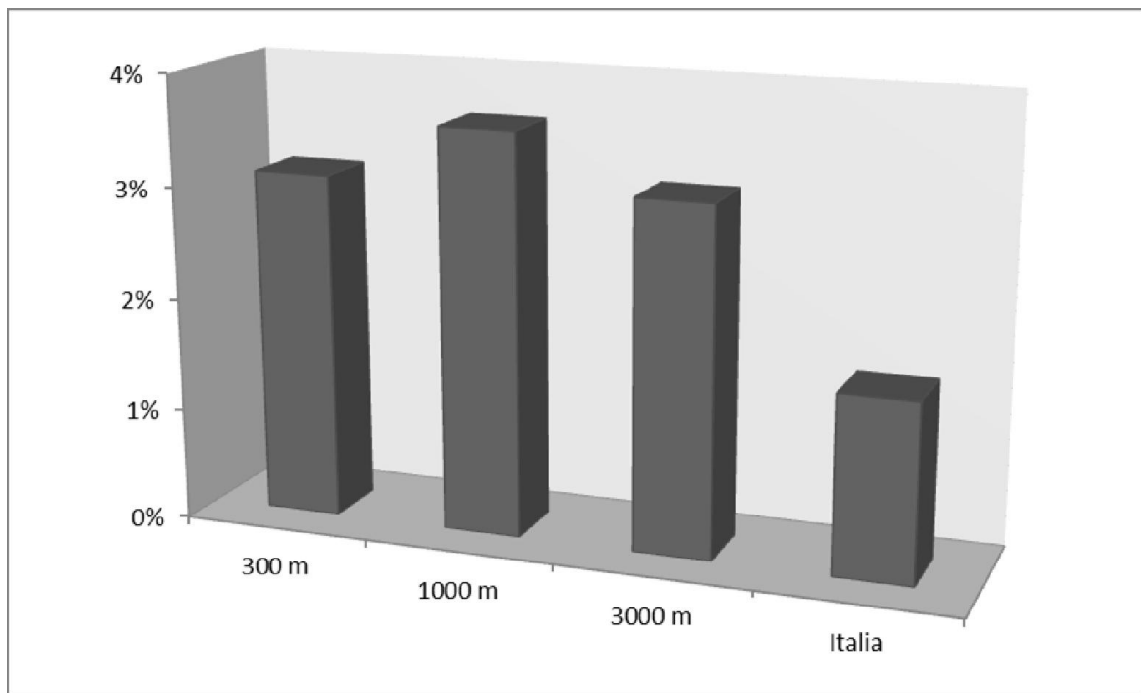


Figura 1.12- Consumo di suolo dal 1990 al 2008 in Italia e in fasce di ampiezza diversa dalla linea di costa, rispetto alle rispettive superfici totali

Conclusioni

In un quadro complesso di cambiamenti ed implicazioni più o meno dirette sull'ambiente e sul benessere umano come quello descritto, una notevole importanza risiede nella disponibilità di dati e modelli facilmente aggiornabili in grado di descrivere tali processi e permettere la creazione di scenari futuri di supporto ai *decision makers* pubblici e privati, in sede di pianificazione e progettazione. La valutazione degli effetti dei LULCC sulla biodiversità (Marchetti e Barbati, 2005) e il capitale naturale che sostengono i SE dovrebbero essere elementi primari di supporto ai processi di pianificazione. Quella che, potrebbe oggi apparire come una scelta legata a particolari sensibilità o a questioni di marketing per amministratori illuminati, imprese o comuni cittadini, è ormai chiaro che deve rappresentare il *modus operandi*, peraltro già stabilito a livello internazionale (Ruckelshaus *et al.*, 2013). Numerosi sono gli sforzi sostenuti per inserire la valutazione dei SE all'interno di contesti decisionali. Nel 2012, ad esempio, è stato istituito l'IPBES (*Intergovernmental Science-Policy*

Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) allo scopo di costruire un ponte tra comunità scientifica e *policy makers* per il riconoscimento e la valutazione dei SE nei processi decisionali e, al tempo stesso, mettere al corrente la prima su quelle che sono le necessità e bisogni nei contesti applicativi (<http://www.ipbes.net/>). È quanto mai opportuno quindi, sensibilizzare la comunità scientifica ad intraprendere un percorso di condivisione e messa a punto di nuove metodologie, strumenti ed obiettivi per la produzione di inventari, cartografie e altri strati informativi che ne massimizzino il valore informativo rendendoli ancor più funzionali come strumenti di supporto. Analogamente all'IPBES, in ambito Europeo l'azione 5 dell'*EU Biodiversity Strategy 2020* esorta gli Stati Membri alla mappatura e valutazione dello stato degli ecosistemi e servizi erogati all'interno dei propri territori, allo scopo di supportarne il recupero e la conservazione. Per lo sviluppo di un quadro conoscitivo di supporto ai contesti ed esigenze dei diversi Stati, è stato istituito il Working Group "*Mapping and Assessment on Ecosystems and their Services*" (Maes *et al.*, 2013).

A livello nazionale, negli ultimi anni la ricerca scientifica si sta muovendo sulle tematiche connesse ai LULCC ed ES grazie a progetti come il FIRB "MIMOSE" (*Development of innovative models for multi scale monitoring of ecosystem services indicators in Mediterranean forests* (Vizzari *et al.*, 2013), o al progetto ITALI (*Integration of Territorial And Land Information*) che, promosso da EUROSTAT, ha lo scopo di integrare e migliorare il potenziale informativo di diversi strati informativi presenti sul territorio nazionale riguardanti l'uso e copertura del suolo (Pulighe *et al.*, 2013).

Altre azioni sono poi possibili per fronteggiare l'impatto negativo dei LULCC sui SE: (i) l'incremento della produzione agricola per unità di superficie, per quantità di prodotto chimico impiegato e per volume d'acqua consumato (Mann, 1999; Rosegrant *et al.*, 2002; Frink *et al.*, 1999; Cassman *et al.*, 2002); (ii) l'adozione di pratiche per il mantenimento della sostanza organica nei suoli agricoli (Lal, 2001); (iii) l'aumento delle aree verdi in ambito urbano; (iv) l'adozione di pratiche "agro-

forestali" per la produzione congiunta di alimento e fibra, e per la conservazione degli habitat per le specie minacciate; (iv) il mantenimento della biodiversità locale, per il controllo dell'impollinazione e degli attacchi parassitari. Molte di queste strategie coinvolgono la gestione della struttura del paesaggio, che deve essere realizzata mediante il posizionamento strategico degli ecosistemi gestiti e naturali, in modo tale che i servizi e i beni erogati siano disponibili per l'intero mosaico del paesaggio (Foley *et al.*, 2005). A monte di ciò, è quindi di fondamentale importanza la volontà e la capacità di rivedere il concetto di pianificazione del paesaggio in un'ottica olistica che dia reale importanza a tutti quei beni comuni, processi e quindi servizi che il capitale naturale è in grado di fornire a supporto della vita dell'uomo e dell'intero Ecosistema, come emerge in diversi contesti europei (*UK National Ecosystem Assessment*, <http://uknea.unep-wcmc.org/Home/tabid/38/Default.aspx>) (UK NEA, 2011). In Italia, oltre a varie iniziative a livello locale e regionale, è di buon auspicio l'avanzamento del DdL per il contenimento del consumo di suolo ed il riuso del suolo edificato, che, al pari di quanto avvenuto in altri Paesi come la Germania (ONCS, 2009), dovrebbe avere come fine ultimo quello del "*zero land uptake*" entro il 2050.

References

Alessa L. e Chapin F.S. III (2008) - Anthropogenic biomes: a key contribution to earth-system science. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 529–531.

Barabesi L., Franceschi S. (2011) - Sampling properties of spatial total estimators under tessellation stratified designs. *Environmetrics*, 22: 271- 278.

Bettencourt L.M.A., Lobo J., Helbing D., Kühnert C., West G.B. (2007) - Growth, innovation, scaling, and the pace of life in cities. *Proc Natl Acad Sci USA*, 104 (17):7301- 7306.

Boserup E. (1981) - Population and Technological Change: A Study of Long Term Trends. Chicago, University of Chicago Press, pp 255.

Braat L. e ten Brink P. (2008) - The cost of policy inaction: the case of not meeting the 2010 biodiversity target. Study for the European Commission, DG Environment. Wageningen: Alterra report 1718.

Cassman K.G., Dobermann A., Walters D.T. (2002) - Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *AMBIO*, 31 (2): 132- 140.

Chirici G., Winter S., McRoberts R.E. (2011) - National forest inventories: contributions to forest biodiversity assessment. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, pp. 224.

Corona P., Barbati A., Tomao A., Bertani R., Valentini R., Marchetti M., Fattorini L., Perugini L. (2012) - Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy. *iForest*, 5: 204- 209.

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 R.G., Sutton P., van den Belt M. (1997) - The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253- 260.

Daily G.C. (1997) - Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington DC, 392 pp. ISBN 1-55963-475-8.

De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L. (2010) - Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7 (3): 260- 272.

De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. (2002) - A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3): 393- 408.

De Natale F. (2004) - La prima fase del campionamento inventariale, procedure e risultati. In: Atti del Convegno "Incontro con le Amministrazioni Regionali. Obiettivi, metodologie e stato di avanzamento del progetto INFC. Roma, 9 novembre 2004. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Corpo Forestale dello Stato, INFC.

De Vecchis G. (1996) - Da problema a risorsa: sostenibilità della montagna italiana. Kappa Editore, Roma, 312 pp.

Dethier J.J., Effenberger A. (2012) - Agriculture and development: A brief review of the literature. *Econ Syst*, 36 (2): 175–205.

Ellis E. C. (2013) - Sustaining biodiversity and people in the world's anthropogenic biomes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5: 368-372.

Ellis E., Kaplan J.O., Fuller D.Q., Vavrus S., Goldewijk K.K., Verburg P.H. (2013) - Used planet: A global history. *PNAS*, 110 (20): 7978- 7985.

Ellis E. C., Klein Goldewijk K., Siebert S., Lightman D. and Ramankutty N. (2010) - Anthropogenic transformation of the biomes. 1700 to 2000. *Global Ecol. Biogeogr*, 19: 589 -606.

Ellis E.C., Ramankutty N. (2008) - Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (8): 439-447.

Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. (2005) - Global Consequences of Land Use. *Science*, 309 (5734): 570- 574.

Foster D.R., Motzkin G., Slater B. (1998) - Land-use history as long term broad-scale disturbance: Regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems*, 1 (1): 96- 119.

Frink C.R., Waggoner P.E., Ausubel J.H. (1999) - Nitrogen fertilizer: Retrospect and prospect. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96 (4): 1175- 1180.

Glaeser E. (2011) - Cities, productivity, and quality of life. *Science*, 333 (6042): 592- 594.

Goldewijk K.K., Beusen A., Janssen P. (2010) - Long-term dynamic modeling of global population and built-up area in a spatially explicit way: HYDE 3.1. *Holocene*, 20 (4): 565- 573.

ISTAT (2009) - Atlante di geografia statistica e amministrativa.

[URL:http://www3.istat.it/dati/catalogo/20090728_00/](http://www3.istat.it/dati/catalogo/20090728_00/)

Kremen C. (2005) - Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8 (5): 468- 479.

Kumar P. (2010) - *The economics of ecosystems and biodiversity*. London, UK: Earthscan.

Lal R. (2001) - Potential of Desertification Control to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect. *Climatic Change*, 51 (1): 35- 72.

Lindenmayer D., Cunningham S., Young A. (2012) - *Land use intensification: effects on agriculture, biodiversity and ecological processes*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing, 156 pp.

Luck G.W., Harrington R., Harrison P.A., Kremen C., Berry P.M., Bugter R., Dawson T.P., de Bello F., Díaz S., Feld C.K., Haslett J.R., Hering D., Kontogianni A., Lavorel S., Rounsevell M., Samways M.J., Sandin L., Settele J., Sykes M.T., van den Hove S., Vandewalle M., Zobel M. (2009) - Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. *BioScience*, 59 (3): 223- 235.

MA, Millennium Ecosystem Assessment (2005) - *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Island Press, Washington DC, 23 pp.

Mace G.M., Norris K., Fitter A.H. (2012) - Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27 (1): 19- 26.

Maes J., Teller A., Erhard M., Liquete C., Braat L., Berry P., Egoh B., Puydarrieux P., Fiorina C., Santos F., Paracchini M.L., Keune H., Wittmer H., Hauck J., Fiala I., Verburg P.H., Condé S., Schägner J.P., San Miguel J., Estreguil C., Ostermann O., Barredo J.I., Pereira H.M., Stott A., Laporte V., Meiner A., Olah B., Royo Gelabert E., Spyropoulou R., Petersen J.E., Maguire C., Zal N., Achilleos E., Rubin A., Ledoux L., Brown C., Raes C., Jacobs S., Vandewalle M., Connor D., Bidoglio G. (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.

Malthus T.R. (1798) - *An Essay on the Principle of Population, as it Affects the Future Improvement of Society, with Remarks on the Speculations of Mr Godwin, M. Condorcet, and other writers.* London, J. Johnson, pp 3–143.

Mann C.C. (1999) - Crop Scientists Seek a New Revolution. *Science*, 283 (5400): 310- 314.

Mantyka-pringle C.S., Martin T.G., Rhodes J.R. (2012) - Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology*, 18 (4): 1239- 1252.

Marchetti M., Barbati A. (2005) - Cambiamenti di uso del suolo. In: Blasi C. *et al.*, 2005. *Stato della biodiversità in Italia.* p. 108-115, Palombi, Roma, ISBN: 88-7621-514-X.

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012) - Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia. *Forest@*, 9 (1): 170- 184.

Marchetti M., Lasserre B., Pazzagli R., Sallustio L. (2013) - Rural areas and urbanization: analysis of a change. *Scienze del territorio* (2): 239-258. ISSN 2284-242X.

Marchetti M., Ottaviano M., Pazzagli R., Sallustio L. (2013) - Consumo di suolo e analisi dei cambiamenti del paesaggio nei Parchi Nazionali d'Italia. *Territorio*, 66: 121- 131.

Marchetti M. e Sallustio L. (2012) - Dalla città compatta all'urbano diffuso: ripercussioni ecologiche dei cambiamenti d'uso del suolo. In "Il progetto di paesaggio come strumento di ricostruzione dei conflitti". Franco Angeli Editore, pp.165- 173. ISBN: 9788820409548.

Martino L., Fritz M. (2008) - New insight into land cover and land use in Europe - Land Use/Cover Area frame statistical Survey: methodology and tools. *EUROSTAT, Statistics in focus* 33, pp. 8.

Matson P.A., Parton W.J., Power A.G., Swift M.J. (1997) - Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277 (5325): 504- 509.

Meyfroidt P., Lambin E.F. (2011) - Global forest transition: Prospects for an end to deforestation. *Annu Rev Environ Resour*, 36 (1): 343- 371.

Meyfroidt P., Rudel T.K., Lambin E.F. (2010) - Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (49): 20917- 20922.

Munafò M, Salvati L., Zitti M. (2013) - Estimating soil sealing rate at national level- Italy as a case study. *Ecological Indicators*, 26: 137-140.

Pazzagli R. (2008) - Paesaggio, politica e democrazia. In "Il paesaggio della Toscana tra storia e tutela". Pisa, ETS, pp. 9-20.

Penman J., Gytarsky M., Hiraushi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (2003) - LUCF Sector good practice guidance - Chapter 3: Annex 3A.1 Biomass Default Tables for Section 3.2 Forest land good practice guidance for land use, land-use change and forestry. The institute for global environmental strategies for the IPCC and the intergovernmental panel on climate change, Hayama, Kanagawa, Japan, pp. 21.

Pereira H.M., Navarro L.M., Martins I.S. (2012) - Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 37 (1): 25- 50.

Pulighe G., Lupia F, Vanino S., Altobelli F., Munafò M., Cruciani S. (2013) - Analisi dello stato dell'arte delle fonti informative di uso e copertura del suolo prodotte in Italia. *Geomedica*, 17 (22): 32-35.

Redman C.L., Jones N.S. (2005) - The environmental, social, and health dimensions of urban expansion. *Popul Environ*, 26 (6): 505- 520.

Romano B. e Zullo F. (2013) - Models of Urban Land Use in Europe: assessment tools and criticalities. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, 4 (3): 1-17.

Romano B. e Zullo F. (2013) - The urban transformation of Italy's Adriatic coastal strip: Fifty years of unsustainability. *Land Use Policy*, 38: 26- 36.

Romano B. e Zullo F. (2012) - Land Urbanization in Central Italy 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*.

Rosegrant M.W., Cai X., Cline S.A. (2002) - World water and food to 2025: dealing with scarcity. Washington, DC: Int. Food Policy Res. Inst.

Rudel T.K., Schneider L., Uriarte M., Turner B.L., DeFries R., Lawrence D., Geoghegan J., Hecht S., Ickowitz A., Lambin E.F., Birkenholtz T., Baptista S., Grau R.

(2009) - Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. Proceedings of the National Academy of Sciences 106 (49):20675-20680.

Ruckelshaus M., McKenzie M., 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, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.009> .

Salvati L., Munafò M., Gargiulo Morelli V., Sabbi A. (2012) - Low-density settlements and land use changes in a Mediterranean urban region. Landscape and Urban Planning, 105: 43- 52.

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.

UK NEA (2011) - The UK National Ecosystem Assessment. Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge.

Vizzarri M., Lombardi F., Sallustio L., Chirici G., Marchetti M. (2013) - I servizi degli ecosistemi forestali ed il benessere dell'uomo: quali benefici dalla ricerca? Gazzetta Ambiente (6): 9-18.

SEZIONE I: il monitoraggio dei cambiamenti d'uso e copertura del suolo

Le profonde e veloci trasformazioni degli ecosistemi e del paesaggio evidenziano la necessità di strumenti di monitoraggio efficaci ed efficienti caratterizzati da:

- *oggettività ed attendibilità, accuratezza e precisione;*
- *rapidità di realizzazione e praticità di aggiornamento al fine di contenere tempi e costi;*
- *nomenclatura semplice, chiara e ben definita;*
- *approccio multiobiettivo, versatilità e possibilità d'integrazione con altri strati informativi;*
- *possibilità di approfondire il dettaglio tematico;*
- *possibilità di modificare la scala e l'ambito territoriale di analisi.*

La presente sezione è dedicata allo studio dei cambiamenti d'uso e copertura del suolo, basato principalmente sull'utilizzo dell'Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia (IUTI). Il capitolo 2 riguarda l'approfondimento tramite approccio comparativo, dei concetti di uso e copertura del suolo, spesso confusi o volutamente ibridati, ma che tenuti distinti ed analizzati in modo integrato, offrono la possibilità di migliorare l'efficacia e l'efficienza degli strumenti di monitoraggio a supporto della pianificazione territoriale. Nei capitoli 4, 5 e 6, variando il contesto territoriale di analisi ed utilizzando dati ausiliari, si è approfondito lo studio dei cambiamenti d'uso del suolo a scala nazionale, grazie anche a focus condotti nelle aree montane e nei Parchi Nazionali, peculiari da un punto di vista ecologico e storicamente connotati da dinamiche socio-economiche particolari che ne hanno condizionato le politiche territoriali.

Lo studio si è concentrato sui fenomeni che hanno maggiormente modificato il paesaggio nazionale negli ultimi venti anni, quali:

- *la perdita di superfici agricole, sia seminativi che prati e pascoli;*
- *l'espansione della superficie forestale;*
- *l'espansione della superficie urbana.*

L'approccio multidisciplinare ha consentito di spingere l'analisi oltre la sola caratterizzazione dei fenomeni in sé, analizzando quindi le cause, le possibili traiettorie future e le loro ricadute sulla pianificazione e sulle politiche territoriali.

2. Integration of land use and land cover inventories for landscape management and planning in Italy

Sallustio L.¹, Munafò M.^{2,3}, Riitano N.², Lasserre B.¹, Fattorini L.⁵, Marchetti M.¹

¹ Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone snc, 86090 Pesche (IS), Italy

² Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Via V. Brancati 48, I-00144 Rome, Italy

³ Dipartimento di Architettura e Urbanistica per l'Ingegneria, Università di Roma "Sapienza", Via Eudossiana 18, I-00184 Rome, Italy

⁴ Dipartimento di Architettura e Progetto, Facoltà di Architettura, Università di Roma "Sapienza", Via Flaminia 359, 00196 Rome, Italy

⁵ Dipartimento di Economia Politica e Statistica, Università di Siena, Piazza San Francesco 8, 53100 Siena, Italy

Articolo sottomesso a Landscape and Urban Planning

Abstract

There are both semantic and technical differences between land use (LU) and land cover (LC). In cartographic approaches these differences are often neglected, giving rise to an hybrid classification. The aim of this paper is to provide a better understanding and characterization of the two classifications schemes by means of a comparison allowing the maximization of the informative power of both. The analysis was carried out in the Molise region (Central Italy), using the sample information from the Italian Land Use Inventory (IUTI). The sampling points were classified through a visual interpretation of aerial photographs for both LU and LC, in order to estimate surfaces and assess the changes occurred between 2000 and 2012. The results underline a polarization of land use and land cover changes mainly due to: a) recolonization of natural surfaces; b) strong dynamisms between the LC classes in the natural and semi-natural domain; c) urban sprawl in lower hills and plains. Most of the observed transitions are attributable to decreases in croplands, natural grasslands and pastures owing to agricultural abandonments. The results demonstrate that the

comparison of LU and LC estimates and their changes allows to understand the causes of misalignment between the two criteria. Such information may be useful for planning policies both in natural and semi-natural contexts as well as in urban areas.

Keywords: *double classification, point sampling, stratified allocation, estimation, monitoring.*

Introduction

Soil is defined as the upper layer of the Earth's crust, formed by processes of alteration of the rocky substratum, modified through time by chemical, biological and physical processes. The increasing concerns regarding soil have stimulated the construction of methodologies for analysing land cover distribution and dynamic. These analyses are necessary to understand characteristics and changes of Earth's surface (DeFries, 2008; Vitousek, 1997). Soil monitoring has become a strategic action of the European Community in the Sixth Environment Action Program as well as in a subsequent communication aimed at the "establishment of a Community strategy for the protection of the soil" (COM n.179/2002). The protection of soil from transformations was also stated as the goal of the "Roadmap to a Resource Efficient Europe" (COM n.571/2011) and, more recently, of the Seventh Environment Action Programme (2014-2020). The latter emphasized the importance of soil and the necessity of reducing soil degradation. It has also emphasized the role of soil in the management of territory and, as such, in the EU environmental policies. Actually, soil supplies irreplaceable eco-systemic goods and services and has an essential role in the production of biomass, water filtration and carbon storage . In 2006, more than the 53% of CO₂ stored by the 5 carbon pools (above and below ground vegetation, litter, deadwood and soil) was in the soil (Federici *et al.*, 2008). Besides ecosystem alterations (Ellis and Ramankutty, 2008; Sala, 2000), it should be noticed that some land use (LU) and land cover (LC) changes such as urbanization, are now recognized

as the main causes of political and social conflicts (Plotkin, 1987). Therefore, soil functions are many and varied, from the simple physical support for infrastructures, human settlements and factories, to a productive base for agriculture and breeding and a non-renewable source of numerous materials useful to man.

As a consequence, soil knowledge is essential for environment, landscape and land use planning. Usually, in cartography, soil is classified with respect to its use or its cover. Besides landscape planning, such information is used in predictive models of environmental protection (e.g. biodiversity, fragmentation of the habitats) and in economic planning. In cartography implementations, the choice between LU and LC is determined by the specific goals of the map, even though hybrid classifications are adopted in most cases. Indeed, the confusion between the two concepts has been present in literature for at least thirty years (Anderson *et al.*, 1976). An example of the spread of "hybrid" classifications is given by Lund (2000), which found that 86% of the 624 classes identified as "forest", can be referred both to a land use and land cover meaning. The undifferentiated use of LU and LC has become so widespread that it is now rare to find a "pure" classification (Di Gregorio and Jansen, 2000). The lack of a universally recognized definition of LU and LC is surely the main cause of these difficulties. The most common definitions of LU and LC are those adopted in the Land Cover Classification System by FAO (2000). They are reported below.

LU: the aim for which a specific land area is used by man, that is, its socio-economic function.

LC: it is the biophysical cover observed on the Earth's surface, the type of superficial stratum of a specific area of land, including vegetation, bare soil, open bodies of water and artificial surfaces that can be observed in the field and registered by ortophotos.

Both definitions are consistent with the Directive 2007/02/EC. Indeed, while the LC definition coincides with that of the Directive, in accordance with LU definition, the

classification of a territory should be based on the functional dimension or the socio-economic destination present and planned for the future, as stated by the Directive.

While the biophysical evidence avoids subjective evaluations of LC, the attribution of LU classes is related to the interpretation of specific human activities. Therefore LU attribution is inevitably conditioned by the producers' needs. LU and LC are two very distinct aspects of the same informative context represented by the territory, whose twofold interpretation may be useful for a better understanding of transformation and/or persistence processes. Accordingly, the LU classification should not exclude the attribution of a LC class, even though the two characterizations are often confused with identical nomenclature.

LU and LC changes are dynamic processes, closely connected to direct or indirect action of man. These changes are able, among other, to influence the climate at a regional and global scale (Bonan, 1997; Ramankutty and Foley, 1998; Bounoua *et al.*, 2002) and the distribution of carbon sinks and sources (Brovkin *et al.*, 1999). Knowledge of transitions between different categories of LU and LC is essential in order to face phenomena such as urban sprawl, loss of croplands and, more generally, all the changes entailing alteration of balance and functionality of ecosystems. LC is indeed considered as one of the essential climate variables in the framework of the Global Climate Observing System.

In order to support environmental and territorial evaluations, the modern techniques of digital mapping have produced several vector maps (polygons) with adequate levels of detail. Usually, these maps are achieved through the visual interpretation of high-resolution ortophotos or satellite images. The construction of these supports is a long and costly process which is still not easy to validate. Indeed, in some cases, the assessment of map accuracy may be more expensive than their construction. Therefore, the search for alternative methodologies becomes a primary requirement (Marchetti *et al.*, 2012). Automatic and semi-automatic classification

techniques based on vegetation and coverage indexes (NDVI, LAI) do not guarantee a homogeneous level of accuracy for all the surfaces, despite the increasing availability of high-resolution multi-spectral images. The high costs and the scarce possibilities of updating these images represent serious barrages to the automatic classification. Moreover, LU is impossible to measure and classify through a direct use of remote sensing techniques. LU can only be classified through a cover interpretation based on ancillary information and operator's skills. Finally, it should be mentioned that the main drawback of mapping methods, like Corine Land Cover (Maricchiolo *et al.*, 2004) or Land Cover Classification System (Di Gregorio and Jansen, 2005) is the presence of a minimum mapping unit (MMU). The MMU causes underestimation of the extension of the most fragmented classes (like artificial and sealed areas) or linear classes (like road and railway infrastructures). Indeed, these classes are likely to attain patches of size smaller than MMU and as such they result frequently undetected (Munafò and Tombolini, 2014). Several attempts have been made to create more detailed maps by reducing the MMU. However, owing to technical and operational difficulties and budget limitations, the diffusion of these maps in Italy is usually restricted to few small regions (Romano and Zullo, 2013)

A possible solution to these issues may be the use of sample surveys based on point sampling schemes, usually referred to as inventories. Inventories can provide estimates of LU, LC and their changes, at the same time providing estimates of the accuracy of the sampling strategy adopted to obtain these estimates. As a consequence, inventories allow objective and scientifically sound comparisons of the estimates at different times. The possibility to assess the statistical accuracy, the possibility of frequent updates, the substantial reduction of commission and omission errors suggest the inventory approach as a valid and reliable alternative for LU, LC and LU/LC change assessment over time (Corona, 2010; Corona *et al.*, 2007).

The aim of this paper is to analyse the transitions occurred in the Molise region (Central Italy) from 2000 to 2012, using the sample data achieved from the Italian

Land Use Inventory (IUTI from the Italian acronym of Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia). Molise represents an excellent case study owing to its environmental and socioeconomic characteristics which render the area especially representative of the changes occurred at national level. The analysis is performed both in the sense of LU classification and through a new classification addressing LC. It will be shown that the comparison of the estimates achieved from the two classifications may constitute a quick and effective instrument, able to provide essential information to support land use planning, both for natural and semi-natural classes, as well as for urban classes.

Methodology

Study area

The study area (Figure 2.1) has an extension of 446,051 ha. In accordance with the ISTAT-2013 classification scheme by altitude levels, it is almost equally partitioned between mountain areas (55% of the territory) and hilly areas (44%). The coastal level, 40 km long, is partially urbanized. The presence of dunes and fragile ecosystems renders the Molise coast an important landscape and environmental patrimony. Moreover, the vast interface between the forest and the agricultural systems renders the Molise area a representative example for analysing transformations between natural and semi-natural classes. The two administrative provinces (Campobasso and Isernia) have different landscape characteristics and dynamics from both LU and LC point of views. The province of Isernia lies partially within the Abruzzo, Lazio and Molise National Park, including mountain areas such as the Matese and the Mainarde massif. The province of Campobasso is settled along the Adriatic sea. It is considerably more subject to human impact, with a prevalence of intensive farming in the flattest area close to the coast and with a high presence of natural grasslands and pastures in the inland. Even if human impact may appear small in absolute terms, it turns out to be relevant with respect to the socioeconomic context, considering the

negative demographic balance recorded in the last 20 years. The population size is of 312,686 inhabitants with a density of 70 ab/km², one of the lowest in Italy.

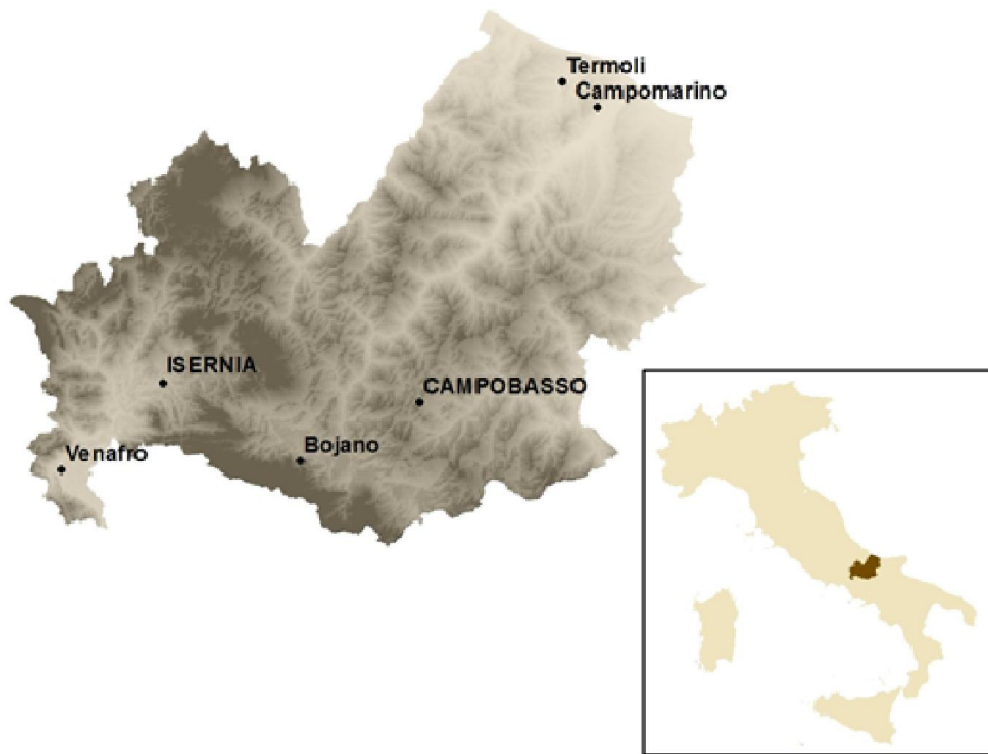


Figure 2.1- Case study, the region of Molise.

The IUTI sampling scheme

In order to implement a national greenhouse gas inventory, the Italian Ministry of Environment and Protection of Land and Sea promoted and realized IUTI in the framework of the Extraordinary Plan of Environmental Remote Sensing. During the Italian National Forest Inventory (INFC, from the Italian acronym of Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio), the Italian territory was covered by a network of about 300,000 quadrats of size 100 ha. Then, a point was randomly selected in accordance with the protocol of the so-called tessellation stratified sampling (TSS) (Fattorini *et al.*, 2006). Subsequently, during the IUTI implementation, each INFC quadrat was further partitioned into four sub-quadrats of size 25 ha. The INFC point within each quadrat was maintained and three new points were randomly

selected within the remaining three empty sub-quadrats. At the end of the sampling scheme, the Italian territory resulted covered by a network of about 1,206,000 quadrats of size 25 ha, with a point randomly located in each of them. In this way the INFC points represented a sub-sample of the IUTI points. Points fallen outside the Italian territory were discarded and/or classified as "outside points". The large sample size adopted in IUTI was due to the need of estimating LU and LU changes with an adequate statistical accuracy, even for those small changes which are likely to occur during brief temporal intervals (Corona *et al.*, 2012).

Results from IUTI have been officially released for years 1990, 2000 (partial) and 2008. The raw sample data are suitable for further analysis, such as landscape analysis, ecological planning, agricultural and forest policy support, and urban planning for the development of settlements.

Land use and land cover classifications

A classification in which the distinction between classes is precise and univocal must necessarily be based on objective parameters. In most classification systems, a clear distinction between LU and LC is lacking. For example, in the case of the Corine Land Cover legend, LU and LC are often confused within non-homogeneous classes. This is the case of the LU class *Artificial surfaces*, in which different LC classes coexist, remaining undetected due to the MMU. Among the current experiences of double classification, the Land Use/Cover Area frame statistical Survey (LUCAS) by EUROSTAT probably constitutes the most popular example. The aim is the production of both LU and LC statistics at European scale. Also in this paper a double classification is attempted: the IUTI classification system is adopted for LU while the ISPRA (National Institute for Environmental Protection and Research) one is adopted for LC.

IUTI land use classification

The IUTI LU classification system of the sampling points is based on the greenhouse reporting system introduced by the Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (IPCC, 2003). The classification guidelines are codified by the Intergovernmental Panel on Climate Change with the aim of encouraging the construction of LU databases and harmonizing those already existent.

The first level of classification adopts 6 LU categories: *Forest land* (1), *Cropland* (2), *Grassland* (3), *Wetland* (4), *Settlements* (5) and *Other lands* (6). The first level classification is deepened, with hierarchical criteria, to second-level sub-categories for *Forest land* (1), *Cropland* (2) and *Grassland* (3), and to third-level ones for *Permanent crops* (2.2) (see Table 2.1). Such a classification arises from the need to identify those portions of land which are of interest for the Kyoto Protocol reports as well as to integrate the results from the INFC, which defines the macro categories of the inventory for woods and other woody areas on the basis of corresponding FAO categories (2000).

In the original IUTI survey, the codification of sampling points has been carried out through photo-interpretation, identifying the homogeneous elements in which the points fall. Contextually a verification of the minimum dimensional standards of reference is performed considering: a) surface or extension greater or equal to 5000 m²; b) width of the considered area greater or equal to 20 m. For the distinction between tree, shrub and grass, the crown coverage of the vegetation layers is estimated (Marchetti *et al.*, 2012). It should be noticed that classes 4, 5 and 6 can be indiscriminately treated as LU or LC classes. The confusion and hybridization of the two classifications shows marked analogies with the system adopted by Anderson *et al.* (1976) for the interpretation of data collected through remote sensing at various scales and various resolutions, in which the authors underline the differences between LU and LC. The differences between LU and LC are further evident observing the classification misalignment in Figure 2.2.

Table 2.1 - IUTI land use classification system.

IUTI class	IUTI category level II	IUTI category level III	IUTI code
Forest land	<i>Woodland</i>		1
	<i>Wooded land temporarily unstocked</i>		
Cropland	<i>Arable land</i>		2.1
	<i>Permanent crops</i>	<i>Orchards, vineyards and nurseries</i>	2.2.1
		<i>Forest plantations</i>	2.2.2
Grassland	<i>Natural grassland and pastures</i>		3.1
	<i>Other wooded land</i>		3.2
Wetlands	-		4
Settlements	-		5
Other land	<i>Bare rock and sparsely vegetated areas</i>		6

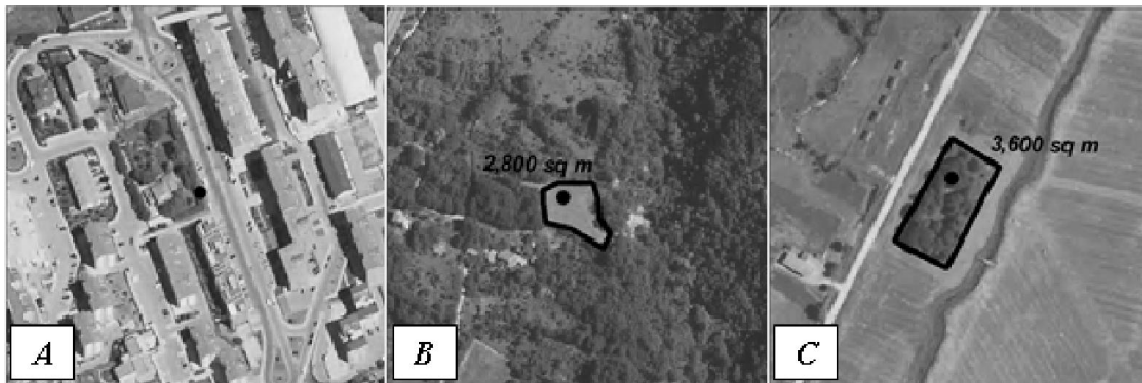


Figure 2.2 - Example showing the difference between land use and land cover classification, based on the use or the avoidance of a minimum mapping unit of 5,000 m² (as described for the IUTI classification system).

Image A: land use class = Settlement (5), land cover class = Trees in urban areas (31)

Image B: land use class = Forest land (1.1), land cover class = Other Permeable Lands in natural areas (44)

Image C: land use class = Cropland (2.1), land cover class = Trees in agricultural areas (32)

ISPRA land cover classification

In this paper a new visual interpretation and classification is performed for LC, according to a legend previously used by ISPRA for the National Land Take Monitoring Network (Munafò and Tombolini, 2014). This classification is based on the definition of *land take* in the sense of the variation from a non-artificial (*unsealed*) to an artificial (*sealed*) LC (see Table 2.2). The cover transformation occurs through sealing processes with waterproof material (*soil sealing*) or other degradation processes of the substratum (extraction activities, compaction, contamination etc.) (Munafò and Tombolini, 2014). In these cases, photo-interpretation does not require a size assessment of the surrounding area, but just the visual interpretation of the sampling points maintaining a constant scale of visualization. The advantage of this type of classification lies in the quickly process of photo-interpretation as well as in the ability to capture artificial sampling points. For the natural and semi-natural components, this classification can also be integrated, compared or validated by means of vegetation indexes, while for the impervious matrix, integration, comparison or validation can be performed by means of high resolution layers made available by the GMES Copernicus program (EEA, 2013), in which the physical meaning of cover matches with the definition of sealed layers used in this legend.

The first level of the classification is based on the separation between *Sealed/consumed* and *Unsealed/non-consumed* classes, explicitly expressing the objective of the ISPRA monitoring network to evaluate land take. The second level presents a close and specific examination of the *Sealed/consumed* classes, with 11 sub-classes of artificial cover including point and linear elements, and of the *Unsealed/non-consumed* classes, with 14 sub-classes regarding natural and semi-natural covers. LC knowledge represents an essential input for climactic and hydrological models, but is not directly usable for most of the policy and planning objectives (both in urban and environmental areas), where the LU is the most adequate system of classification (Comber, 2007).

Table 2.2 - ISPRA land cover classification system.

IUTI Land Cover Level I		IUTI Land Cover Level II
Sealed/ consumed	1	11. Buildings
		12. Paved Roads
		13. Dirt Roads
		17. Service areas and other dirt areas
		18. Greenhouses
		19. Airport and ports
		20. Impervious areas and sport fields
		21. Train station
		22. Other impervious surface
		23. Solar fields
		24. Mining Areas, Landfills and Construction sites
		Unsealed/ non consumed
32. Trees in agricultural areas		
33. Trees in natural areas		
34. Arable Lands		
35. Grassland/Pastures		
36. Water Bodies		
37. River bed		
38. Wetlands (Marshes and Ponds)		
39. Rocks/Beaches/Dunes		
40. Ice or snow covered surfaces		
41. Permeable Sport fields		
42. Other Permeable Lands in urban areas		
43. Other Permeable Lands in agricultural areas		
44. Other Permeable Lands in natural areas		
N.V.		-998. Unclassified
		-999. Sea

Estimation

In order to estimate the sizes of LU and LC classes in the Molise region and the sizes of their changes from 2000 to 2012 and between classes, the IUTI sampling points have been classified in accordance with Table 2.1 and Table 2.2 by means of a photo-interpretation at the years 2000 and 2012. The classification at 2000 has been performed from the TerraItaly 2000 digital colour aerial orthophotos with a spatial resolution of 1 m, while the classification at 2012 has been performed from the AGEA

2012 digital colour aerial orthophotos with a spatial resolution of 0.5 m. All the material has been provided by the Italian Ministry of the Environment and Protection of Land and Sea in the occasion of the Extraordinary Plan of Environmental Remote Sensing.

From the IUTI sampling protocol, Molise resulted covered by a network of $N=18,341$ quadrats for a total area of $Q=458,525$ ha, against a real area of $A=446,051$ ha. This study has been conducted on the 17,737 sample points which fell within the administrative boundary of Molise and which were adopted to estimate the extensions of LU and LC classes and their changes. The remaining 604 points fallen outside Molise boundary were neglected.

Denote by a the size of any LU or LC class or of any transformed territory from a class to another. As customary in point sampling (Fattorini, Marcheselli & Pisani, 2004), a is estimated by

$$\hat{a} = Qp \quad (1)$$

where p is the fraction of points fallen within the class or within the transformed territory, i.e. $p = n/N$, while n denotes the number of sample points fallen within the class or the transformed territory, out of the N points selected within quadrats. Accordingly, p actually represents the estimate of the portion of the area covered by the class or by the transformed territory with respect to the network size Q rather than with respect to the region size A .

It has been proven that under TSS \hat{a} is an unbiased and asymptotically (N large) normal estimator of the true size a with variance $\text{Var}(\hat{a})$ which can be conservatively estimated by

$$\hat{V} = \frac{p(1-p)}{N-1} \quad (2)$$

(Fattorini *et al.*, 2004). Practically speaking, under TSS \hat{V} tends to overestimate the actual variance, i.e. it tends to give an accuracy smaller than the true one, thus avoiding the dangerous occurrence of over-evaluating the accuracy. Obviously, from the variance estimator \hat{V} it is possible to obtain the standard error estimator $SE = \hat{V}^{1/2}$ and the relative standard error estimator $RSE = SE/\hat{a}$. From equations (1) and (2), the relative standard error estimator can be written as

$$RSE = \sqrt{\frac{1-p}{p(N-1)}} \quad (3)$$

showing that an high level of inaccuracy is estimated when the portion estimate p is very small.

Moreover, it has been shown that under TSS and for a sufficiently large N , $\text{Var}(\hat{a})$ is of type $K/N^{(1+\delta)}$ with $\delta > 0$ (Barabesi and Franceschi, 2011). Practically speaking, under TSS the variance decreases with a power of N , while it is a well-known results that if the points were allocated completely at random, the variance would be of type K/N , i.e. it would decrease more slowly with N . Accordingly, the estimators achieved by throwing one point at random per quadrat are super-efficient with respect to those achieved by throwing the N points completely at random over the study area. This result provides the theoretical reason for using TSS.

Finally, it is worth noting that the sum of the size estimates for all the possible classes does not give the size of the study area A (as it should expected), but an unbiased estimate \hat{A} of A obtained by multiplying Q by the portion p_A of the points fallen within the study area out of the N . In the same way, the sum of the portion estimates does not give 1, but p_A . As proposed by Fattorini *et al.* (2006), in order to achieve estimates summing to A , the original size estimates should be corrected by the factor \hat{A}/A . Unfortunately, this correction entails some methodological complexities. The corrected estimators are no longer unbiased (even if the bias is usually negligible), their variances are no longer known and can only be

approximated, while their estimation becomes a cumbersome task from a computationally point of view (see e.g. Corona *et al.*, 2012). Moreover, from a practical point of view, it should be considered that the estimate \hat{A} is usually very near to A , so that the factor \hat{A}/A is usually very near to 1, thus giving negligible corrections to the original estimates. Practically speaking the correction introduces nuisances without providing relevant changes in the estimates. For example, in the case of Molise, $p_A = 17,737/18,341 = 0.967$ from which $\hat{A} = Qp_A = 458,525 \times 0.967 = 443,425$ ha. Thus the correction factor A/\hat{A} turns out to be $446,051/443,425 = 1.006$ which would provide irrelevant changes in the estimates. In accordance with these considerations, corrections are avoided throughout this paper.

From equation (3) it is possible to achieve the condition under which the relative standard error estimate is smaller than a maximum level of inaccuracy r allowed in estimation. Solving the inequality $RSE \leq r$ with respect to p , it follows that

$$p \geq \frac{1}{r^2(N-1)+1}$$

Thus, taking in mind that an acceptable level of precision for the size estimates should give a relative error smaller than $r=0.20$, for the Molise estimation performed from $N=18,341$ sampling points, the size estimates should be at least the 0.14% of the network surface, corresponding to about 625 ha. Moreover, since any point entails 25 ha in the size estimate, it follows that any size estimate should be based on at least 25 sampling points falling within the class on in the transformed territory. Accordingly, throughout this paper, estimates smaller than 625 ha are considered unreliable.

Finally, if a_1 and \hat{V}_1 denote the size and variance estimates achieved for a given class at 2000, and a_2 and \hat{V}_2 those achieved at 2012, it is possible to assess if a real variation in the true sizes takes place. Indeed, from the normality of the size estimator under TSS, if no real variation has occurred between the two years, the quantity

$$z = \frac{a_2 - a_1}{(\hat{V}_1 + \hat{V}_2)^{1/2}}$$

is approximately distributed as a standard normal variable. From the standard normality of z , the significance of the test turns out to be smaller than $2 - 2\Phi(|z|)$, where Φ denotes the standard normal distribution function. Small significances, usually smaller than 0.05, obviously cause rejection of the hypothesis of no variation.

Results

Land use and land cover estimates

Table 2.3 and Table 2.4 report the size estimates of LU and LC classes, respectively, achieved in the Molise territory at 2000 and 2012. The estimates of the relative standard errors are satisfactory, except for the small-sized classes. Regarding LU classes, the *RSEs* vary from 0.78% to 27.73%, and only for the classes 1.2, 2.2.2 and 6, they are greater than 20%. Regarding the LC classes, the estimated accuracy is less satisfactory, due to small size of most classes. The *RSEs* range from 0.84% to 100% (for those classes containing a single sample point). For the classes 17, 19, 20, 21, 22,23, 31, 38 and 41, the *RSEs* are greater than 20%.

Regarding LU, the first level of classification of the Italian territory is mainly characterized by the presence of *Cropland* (2) whose size is estimated to be 238,975 ha at 2000 (52.12% of the network surface), and 225,375 ha at 2012 (49.16%), *Forest Land* (1) with sizes estimated to be 151,425 ha (33.04%) at 2000, and 160,960 ha (35.1%) at 2012, and *Grassland* (3) with sizes estimated to be 38,800 ha (8.46%) at 2000, and 40,600 ha (8.85%) at 2012. Regarding the second level of classification, *Arable land and other herbaceous cultivations* (2.1) is the greatest class, with a size estimate of 215,425 ha (46.98% of the network surface) at 2000, and of 198,675 ha (43.33%) at 2012, followed by *Woodland* (1.1) with a size estimate of 151,100 ha (32.95%) at 2000, and of 160,050 ha (34.91%) at 2012. All the temporal changes

occurred from 2000 to 2012 are highly significant, with the exceptions of the classes *Forest plantations* (2.2.2), *Grassland, pastures and uncultivated herbaceous areas* (3.1), *Wetlands* (4) and *Other land* (6). While for the classes 3.1, 4 and 6, non-significance is probably due to the small changes occurred between 2000 and 2012, for the class 2.2.2, a non-negligible change has occurred but not sufficiently greater than that attributable to the sampling variability.

Table 2.3 - Size estimates of IUTI land use classes for the years 2000 and 2012 in Molise region, their temporal changes and their corresponding statistical significance.

IUTI land use category/subcategory	<i>p</i> (%) 2000	\hat{a} (ha) 2000	<i>RSE</i> (%) 2000	<i>p</i> (%) 2012	\hat{a} (ha) 2012	<i>RSE</i> (%) 2012	Difference (ha)	Significance
1.1	32.95	151,100	1.05	34.91	160,050	1.01	8,950	0.00007 ^(*)
1.2	0.09	425	24.24	0.20	900	16.65	475	0.00900 ^(*)
2.1	46.98	215,425	0.78	43.33	198,675	0.84	-16,750	0.00000 ^(*)
2.2.1	5.06	23,200	3.20	5.70	26,125	3.00	2,925	0.00677 ^(*)
2.2.2	0.08	350	26.72	0.13	575	20.84	225	0.13878
3.1	6.26	28,700	2.86	5.89	27,025	2.95	-1,675	0.14311
3.2	2.20	10,100	4.92	2.96	13,575	4.23	3,475	0.00000 ^(*)
4	0.51	2,350	10.29	0.50	2,300	10.40	-50	0.88312
5	2.50	11,450	4.61	3.03	13,875	4.18	2425	0.00200 ^(*)
6	0.07	325	27.73	0.07	325	27.73	0	1.00000

(*) Significance smaller than 0.05

Regarding LC classes, the greatest class in the Molise region is *Arable lands* (34), with a size estimate of 199,775 ha (43.57% of the network surface) at 2000, and of 185,575 ha (40.47%) in 2012, with a relevant loss of 14,200 ha (-7.1%), which represents the greatest decrease among LC classes. The change occurred for *Arable lands* (34) turns out to be highly significant together with the changes occurred for *Trees in natural extension* (33) and for *Trees in agricultural areas* (32). All the other changes occurred for LC classes are non-significant, mostly because of the sampling variability which deteriorates the accuracy of estimates for small-sized classes. As it will be subsequently shown from Table 2.7 and Table 2.8, the decrease of *Arable*

lands (34) is mostly attributable to the transition towards *Trees in agricultural areas* (32). The size estimates for this class vary from 24,825 ha (5.41%) at 2000 to 27,025 ha (5.89%) at 2012, with an estimated increase of 8.86%. The other significant result is the increase of *Trees in natural extension* (33), which constitutes the second greatest LC class. Its size estimate changes from 142,000 ha (30.97%) at 2000 to 151,600 ha (33.06%) at 2012, with an estimated increase of 9,600 ha (+6.76%).

Table 2.4 - Size estimates of ISPRA land cover classes for the years 2000 and 2012 in Molise region, their temporal changes and their corresponding statistical significance.

Land cover category	<i>p</i> (%) 2000	\hat{a} (ha) 2000	RSE (%) 2000	<i>p</i> (%) 2012	\hat{a} (ha) 2012	RSE (%) 2012	Difference (ha)	Significance
11	0.95	4,350	7.55	1.07	4,925	7.0	575	0.23007
12	1.34	6,125	6.35	1.40	6,425	6.19	300	0.58970
13	0.43	1,975	11.23	0.44	2,000	11.16	25	0.93665
17	0.13	575	20.84	0.17	775	17.95	200	0.27595
19	0.00	0	-	0.01	25	100.00	25	0.31731
20	0.01	25	100.00	0.02	75	57.73	50	0.31729
21	0.03	150	40.82	0.03	150	40.82	0	1.00000
22	0.13	600	20.40	0.20	900	16.65	300	0.12103
23	0.01	25	100.00	0.03	125	44.72	100	0.10244
24	0.26	1,175	14.57	0.35	1,625	12.38	450	0.08848
31	0.03	150	40.82	0.03	125	44.72	-25	0.76300
32	5.41	24,825	3.09	5.89	27,025	2.95	2,200	0.04665 ^(*)
33	30.97	142,000	1.10	33.06	151,600	1.05	9,600	0.00002 ^(*)
34	43.57	199,775	0.84	40.47	185,575	0.90	-14,200	0.00000 ^(*)
35	4.98	22,850	3.22	4.90	22,450	3.25	-400	0.69986
36	0.33	1,500	12.89	0.34	1,575	12.58	75	0.78643
37	0.27	1,225	14.27	0.31	1,425	13.23	200	0.43649
38	0.03	150	40.82	0.03	125	44.72	-25	0.76300
39	0.26	1,200	14.42	0.22	1,025	15.60	-175	0.45755
41	0.02	75	57.73	0.02	100	50.00	25	0.70544
42	0.80	3,675	8.21	0.92	4,200	7.68	525	0.23471
43	2.09	9,575	5.06	2.19	10,050	4.93	475	0.49303
44	4.67	21,425	3.34	4.61	21,125	3.36	-300	0.76581

(*) Significance smaller than 0.05

Land use and land cover change analysis

The analysis of LU and LC changes is based on the construction of the transition matrix, also known as cross-tabulation matrix (Pontius *et al.*, 2004; ONCS, 2009). It allows for a straightforward analysis (Pileri and Maggi, 2010), in which rows display the classes at time 2000 and columns display the classes at time 2012, in such a way that the single transitions occurred between the two times can be easily identified. Table 2.5 and Table 2.6 report the transitions occurred between the LU classes, while Table 2.7 and Table 2.8 report those occurred between the LC classes. In these tables, the estimated changes greater than 625 ha (0.14% of the network surface), i.e. with *RSEs* smaller than 20% are highlighted in yellow as reliable estimates, with respect to those based on less than 25 sampling points, which are affected by a sampling variability greater than 20%.

Land use changes

From the transition matrices of Table 2.5 and Table 2.6 it is possible to observe that the greatest variation from 2000 to 2012 is the highly significant reduction estimated for the *Arable land and other herbaceous cultivations* (2.1). The decrease is mainly due to an increase of 5,475 ha (1.19% of the network surface) estimated for *Orchards, vineyards and nurseries* (2.2.1) and an increase of 5,350 ha (1.17%) estimated for *Grassland, pastures and uncultivated herbaceous areas* (3.1). These two variations are the greatest occurred between LU classes. In turn, *Grassland, pastures and uncultivated herbaceous areas* (3.1) is affected by the third greatest LU variation, with an estimated loss of 4,800 ha (1.08%) transferred to *Other wooded lands* (3.2). The second greatest variation from 2000 to 2012 is the highly significant increases estimated for *Woodland* (1.1) which turns out to be the most dynamic class. The increase is mainly due to the reduction of 3,575 ha (0.78%) of *Arable land and other*

herbaceous cultivations (2.1), the reduction of 2,075 ha (0.45%) of *Grassland, pastures and uncultivated herbaceous areas* (3.1), and the reduction of 3,875 ha (0.85%) of *Other wooded lands* (3.2). On the other hand, the decrease of these classes are quite contained and are mainly due an estimated increases of 900 ha (0.20%) occurred in *Wooded land temporarily unstocked* (1.2) and an increase of 375 ha (0.08) occurred in *Arable lands and other herbaceous cultivations* (2.1). In both cases, these changes constitute reversible variations and, in the case of the transition to class 1.2, the change is connected to accidental and/or transitory phenomena (forest fires, timber harvest, etc.).

Regarding the impact of changes on ecosystem functionality, it is important to highlight that the land take size estimate, i.e. the increase of *Settlements* (5) is of 2,425 ha (0.53%). Even though this change may appear irrelevant, is not to be overlooked, being due mostly to a decrease of 2,150 ha estimated for *Arable lands and other herbaceous cultivations* (2.1). While the increment of 0.53% with respect to the network surface and of 21.18% with respect to the 2000 estimate is consistent with the Italian trend (Marchetti *et al.*, 2013), it turns out to be anomalous with respect to the negative demographic balance observed during the period 2000-2012 in Molise region (Sallustio *et al.*, 2013).

Table 2.5 - Matrix of size estimates of land use changes occurred from 2000 to 2012 in Molise region (values in hectares) .The cells highlighted in grey refer to change estimates greater than 625 ha, with an estimated standard error smaller than 20%.

		2012										
		1.1	1.2	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Tot
2000	1.1	149,325	900	375	100	-	75	75	75	175	-	151,100
	1.2	425	-	-	-	-	-	-	-	-	-	425
	2.1	3,575	-	196,125	5,475	250	5,350	2,500	-	2,150	-	215,425
	2.2.1	700	-	1,575	20,525	-	75	150	-	175	-	23,200
	2.2.2	-	-	25	-	325	-	-	-	-	-	350
	3.1	2,075	-	250	25	-	21,250	4,800	25	275	-	28,700
	3.2	3,875	-	300	-	-	-	5,850	-	75	-	10,100
	4	-	-	25	-	-	25	125	2,150	25	-	2,350
	5	75	-	-	-	-	250	75	50	11,000	-	11,450
	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	325	325
Tot	160,050	900	198,675	26,125	575	27,025	13,575	2,300	13,875	325	443,425	

Table 2.6 - Matrix of size estimates of land use changes occurred from 2000 to 2012 in Molise region (values as percentages of the network surface). The cells highlighted in grey refer to change estimates greater than 0.14%, with an estimated standard error smaller than 20%.

		2012										
		1.1	1.2	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Tot
2000	1.1	32.57	0.20	0.08	0.02	-	0.02	0.02	0.02	0.04	-	32.95
	1.2	0.09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09
	2.1	0.78	-	42.77	1.19	0.05	1.17	0.55	-	0.47	-	46.98
	2.2.1	0.15	-	0.34	4.48	-	0.02	0.03	-	0.04	-	5.06
	2.2.2	-	-	0.01	-	0.07	-	-	-	-	-	0.08
	3.1	0.45	-	0.05	0.01	-	4.63	1.05	0.01	0.06	-	6.26
	3.2	0.85	-	0.07	-	-	-	1.28	-	0.02	-	2.20
	4	-	-	0.01	-	-	0.01	0.03	0.47	0.01	-	0.51
	5	0.02	-	-	-	-	0.05	0.02	0.01	2.40	-	2.50
	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.07	0.07
Tot	34.91	0.20	43.33	5.70	0.13	5.89	2.96	0.50	3.03	0.07	96.71	

Finally, from the repartition of the sampling points classified in 2012 as *Settlements* (5) among the LC classes of Table 2.2, it is worth noting that the 31.9% falls in *Unsealed/non consumed classes* (31-44), and the most part of them (about 86%) falls in *Other permeable lands in urban areas* (42) (Figure 2.3). This result gives insights on the density and the actual imperviousness of urban areas. The greater the urban extension classified as *Unsealed/non consumed*, the greater its degree of

permeability, with a lesser density of buildings and infrastructures. The consequent increase of greater open spaces and surfaces surely provides important ecosystem services.

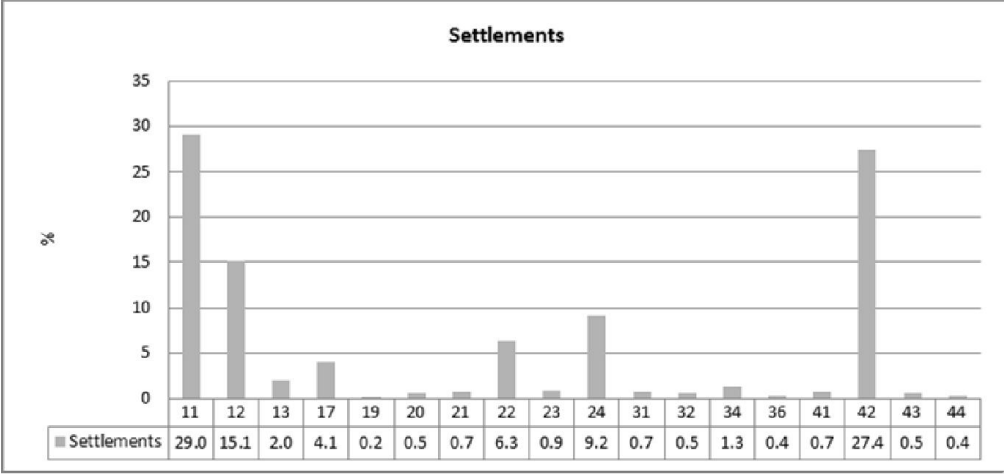


Figure 2.3 - Repartition of the size estimate of Settlements land use class into land cover class estimates (values as percentages of the Settlements size estimate).

Land cover changes

Regarding the first level of LC classification, the size estimate of *Sealed/consumed* classes (11-24) turns out to be of 17,025 ha (3.71% of the network surface) in 2012, against an estimate of 15,000 ha (3.27%) achieved in 2000. The increase of 2,025 ha (0.44%) has occurred mostly (70%) in *Arable lands* (34). From the size estimates of the second level LC classes, a non-negligible increase, even if not significant, occurs for the size estimates of *Buildings* (11), which vary from 4,350 ha (0.95%) in 2000 to 4,925 ha (1.07%) in 2012, reaching the 29% of the size estimate for *Sealed/consumed* surface. Once again, the LC class most affected by the *Buildings* (11) increase is *Arable lands* (34) with an estimated decrease of 350 ha (0.08%). Overall the size estimate of changes occurred for LC classes from 2000 to 2012, i.e. the total estimate minus the estimates of the unchanged surfaces (diagonal of the matrix in Table 2.7), turns out to be 36,725 ha (8.01% of the network surface).

Table 2.7 - Matrix of size estimates of land cover changes occurred from 2000 to 2012 in Molise region (values in hectares). The cells highlighted in grey refer to change estimates greater than 625 ha, with an estimated standard error smaller than 20%.

		2012																				Tot				
		11	12	13	17	19	20	21	22	23	24	31	32	33	34	35	36	37	38	39	41		42	43	44	
2000	11	4,325	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,350	
	12	-	6,100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	6,125	
	13	-	25	1,900	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,975	
	17	-	-	-	550	-	-	-	-	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	575	
	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	20	-	-	-	-	-	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	
	21	-	-	-	-	-	-	150	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	150	
	22	-	-	-	-	-	-	-	600	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	
	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	
	24	75	-	-	25	-	-	-	75	-	675	-	-	-	25	50	25	-	-	-	-	-	25	50	150	1,175
	31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	125	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	150	
	32	75	-	-	-	-	-	-	-	-	25	-	21,300	1,425	1,600	100	-	-	-	-	-	-	50	100	150	24,825
	33	50	25	25	-	-	-	-	-	-	-	175	140,175	225	25	25	-	150	-	-	-	-	75	25	1,050	142,000
	34	350	200	75	150	-	50	-	100	125	650	-	5,175	1,200	183,150	3,425	-	50	-	-	25	350	2,100	2,600	199,775	
	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	75	-	925	75	18,800	-	-	-	-	-	-	50	25	2,900	22,850	
	36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,500	-	-	-	-	-	-	-	1,500	
	37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	-	-	1,175	-	-	-	-	-	25	1,225	
	38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	-	-	-	125	-	-	-	-	-	150	
	39	-	-	-	25	-	-	-	-	-	-	-	75	-	-	50	-	-	-	1,025	-	-	-	25	1,200	
	41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	75	-	-	-	75	
	42	50	50	25	-	-	-	50	-	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,475	-	-	3,675	
	43	-	-	25	-	-	25	-	100	-	325	425	225	50	-	-	-	-	-	-	-	150	7,750	500	9,575	
	44	-	-	-	-	-	-	25	-	25	-	50	-	50	7,350	200	-	-	50	-	-	-	-	13,700	21,425	
	Tot	4,925	6,425	2,000	775	25	75	150	900	125	1,625	125	27,025	151,600	185,575	22,450	1,575	1,425	125	1,025	100	4,200	10,050	21,125	443,425	

Table 2.8 - Matrix of size estimates of land cover changes occurred from 2000 to 2012 in Molise region (values as percentages of the network surface). The cells highlighted in grey refer to change estimates greater than 0.14%, with an estimated standard error smaller than 20%.

		2012																				Tot				
		11	12	13	17	19	20	21	22	23	24	31	32	33	34	35	36	37	38	39	41		42	43	44	
2000	11	0.94	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.95		
	12	-	1.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	1.34	
	13	-	0.01	0.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.43	
	17	-	-	-	0.12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	
	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	20	-	-	-	-	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	
	21	-	-	-	-	-	-	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	
	22	-	-	-	-	-	-	-	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	
	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	
	24	0.02	-	-	0.01	-	-	-	0.02	-	0.15	-	-	-	0.01	0.01	0.01	-	-	-	-	-	0.01	0.01	0.03	0.26
	31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	
	32	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	4.65	0.31	0.35	0.02	-	-	-	-	-	-	0.01	0.02	0.03	5.41
	33	0.01	0.01	0.01	-	-	-	-	-	-	-	0.04	30.57	0.05	0.01	-	0.03	-	-	-	-	-	0.02	0.01	0.23	30.97
	34	0.08	0.04	0.02	0.03	-	0.01	-	0.02	0.03	0.14	-	1.13	0.26	39.94	0.75	-	0.01	-	-	-	0.01	0.08	0.46	0.57	43.57
	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	-	-	0.20	0.02	4.10	-	-	-	-	-	-	0.01	0.01	0.63	4.98
	36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.33	-	-	-	-	-	-	-	0.33	
	37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	0.26	-	-	-	-	-	-	0.01	0.27
	38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	-	-	0.03	-	-	-	-	-	-	0.03
	39	-	-	-	-	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	-	-	-	-	-	0.22	-	-	-	0.01	0.26
	41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	-	-	0.02	
	42	0.01	0.01	-	0.01	-	-	-	0.01	-	0.01	-	-	0.07	0.09	0.05	0.01	-	-	-	-	-	0.76	-	-	0.80
	43	-	-	-	0.01	-	-	-	0.01	-	0.02	-	0.01	0.09	0.05	0.01	-	-	-	-	-	-	0.03	1.69	0.11	2.09
	44	-	-	-	-	-	-	-	0.01	-	0.01	-	0.01	1.60	0.04	-	-	0.01	-	-	-	-	-	-	2.99	4.67
	Tot	1.07	1.40	0.44	0.17	0.01	0.02	0.03	0.20	0.03	0.35	0.03	5.89	33.06	40.47	4.90	0.34	0.31	0.03	0.22	0.02	0.92	2.19	4.61	96.71	

By partitioning the matrices of Table 2.7 and Table 2.8 into four sub-matrices, the left-upper sub-matrix (denoted by I) regards transitions between the Sealed/consumed classes (11-24), i.e. transitions within the artificial domain, while the right-lower sub-matrix (denoted by III) regards transitions between the *Unsealed/non*

consumed classes (31-44), i.e. within the natural and semi-natural domain. Obviously, the remaining right-upper sub-matrix (denoted by II) regards transition from the artificial domain to the natural and semi-natural domain, and the reverse for the left-lower sub-matrix (denoted by IV). Table 2.9 reports the 2x2 matrix containing the estimates of size and the corresponding proportions with respect to the network surface of the total changes occurred within and between the two domains. From the estimates of Table 2.9 it is apparent that changes are more relevant within the natural and semi-natural domain. Indeed, the first nine greatest changes estimated from 2000 to 2012 belong to sub-matrix III. The greatest estimated change regards the transition from *Other permeable lands in natural areas* (44) to *Trees in natural areas* (33) which turns out to be of 7,350 ha (1.60%). The second greatest estimated change regards the transition from *Arable lands* (34) to *Trees in agricultural areas* (32) which turns out to be of 5,175 ha (1.13%). The third greatest estimated change regards the transition from *Arable lands* (34) to *Grassland/Pastures* (35) which turns out to be of 3,425 ha (0.75%).

In order to further explore transitions within the natural and semi-natural domain, two sub-sets of classes are considered in this domain: the sub-set 3A, constituted by the classes 31-35, which may be viewed as the classes referring to deforestation and cultivation abandonment, and the sub-set 3B, constituted by the classes 41-44, which may be viewed as the classes referring to reforestations and new land reclamation and arboriculture on rural and natural lands. Transitions from 3A to 3B and vice versa identify the phenomena of reforestation and deforestation, i.e. the processes of LC changes between planted and non-planted areas. However, it should be kept in mind that such terminology is more correctly referable to LU rather than LC classification. The analysis of permanencies and changes within these two sub-sets reveals a strong dynamism regarding the change in the woody areas, agricultural fields and grasslands. As already pointed out, the expansion of *Trees in natural areas* (33) owing to the decrease of *Other permeable lands in natural areas* (44) is estimated to be of

7,350 ha (1.60%). The overall advance of tree cover has a fundamental role in landscape transformations and dynamics. It should be noticed that the abovementioned expansion of 7,350 ha (1.60%) is higher than the overall transitions towards the *Sealed/consumed* classes, which is estimated to be of 2,025 ha (0.44%). The expansion estimated for tree cover is consistent with national data. This trend is opposite with respect to the trend observed at a global level, where deforestation represents the greatest LC change (FAO, 2000; DeFries, 2008; Comber, 2007; Meyfroidt *et al.*, 2013).

Table 2.9 - Matrix of the size estimates of land cover changes occurred from 2000 to 2012 within and between artificial and natural and semi-natural domains in Molise region (values in hectares and as percentages of the network surface).

		2012	
		artificial domain	natural and semi-natural domain
2000	artificial domain	300 ha 0.07 % RSE 28.9%	400 ha 0.09 % RSE 25.0%
	natural and semi-natural domain	2,425 ha 0.53 % RSE 10.1%	33,625 ha 7.33 % RSE 2.6%

Discussion

The results underline a polarization of LU and LC changes attributable mainly to: a) the natural surfaces re-colonization in high hilly and mountainous areas, woods and other wooded lands, according to the vegetation stages; b) a strong dynamism between the different LC classes attributable to the natural and semi-natural domain; c) the urban sprawl in lower hills and plains, mainly close to the largest urban and productive centres of the Region; d) transitions mostly due to decreases of croplands, natural grassland and pastures, although for different reason and in different manners (Marchetti *et al.*, 2013). The LU class *Arable lands and other herbaceous cultivations* (2.1), although undergoing an important reduction of 16,750 ha from 2000 to 2012 (-7.78%), still represents the most diffused class at 2012 (43.33%), even greater than the estimate achieved at national level in 2008 (37.5%). Despite the low

percentage of the involved classes (though the relative change is comparable with the one of natural and semi-natural classes), results confirm the phenomena of urban sprawl as one of the three main cause of LC changes, that acts directly at the urban fringe and indirectly in the rural landscape fragmenting arable lands and forests (Salvati *et al.*, 2012). The interpretation of transitional phenomena regarding croplands is facilitated by the analysis of the LC transitions. As is shown in Figure 2.4, the decrease estimated for *Arable lands* (34) is mostly due to an estimated increase of *Trees in agricultural areas* (32) and *Grassland/Pastures* (35), while only a small loss is due to land take. Indeed, from Table 2.9, the land take increase from 2000 to 2012 is estimated to be of 2,425 ha (0.53%), which is by far smaller than the transitions observed towards natural and semi-natural classes, which is estimated to be of 33,650 ha (7.33%).

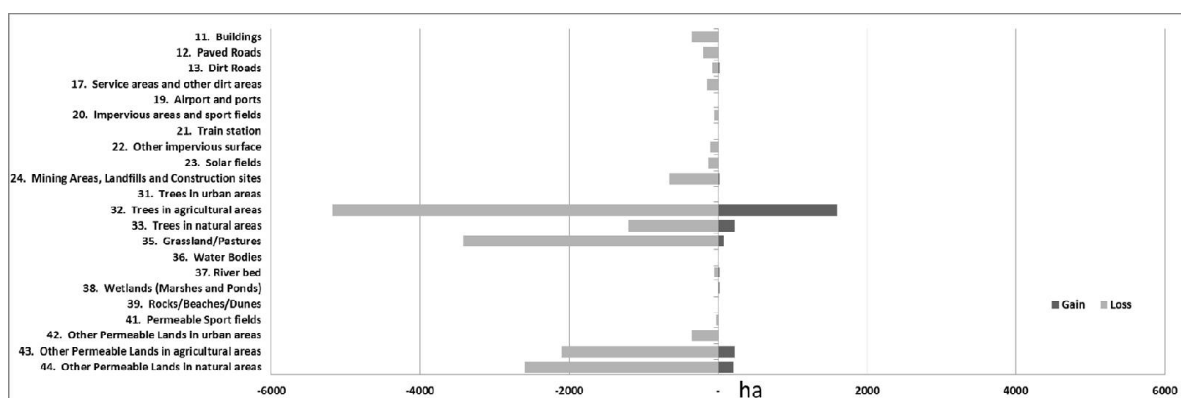


Figure 2.4 - Estimates of transitions from and to the Arable lands land cover class in the period 2000-2012.

In brief, the Molise region proves to be quite resistant to LU and LC change with the 8.01% of the network surface affected by LC changes and the 7.97% by LU changes. While at national level the urban area at 2008 is estimated to be the 7.6% of the national territory, the estimate at 2012 in Molise region turns out to be the 3.03% of the network surface in terms of the *Settlement* (5) LU class, and the 3.72% in terms of *Sealed/consumed* LC classes. These results are consistent with those achieved in other LU/LC inventories such as LUCAS (2.54% in 2012, based on 312 sampling

points) and ISPRA (3.6 – 4.1% in 2012, based on 1,996 sampling points). In the period 2000-2012, land take in Molise region is estimated to be equal to 2,025 ha (+0.44%). Most of the soil sealing is due to the decrease of agricultural land (34 and 43 LC classes), and a smaller portion is due to the decrease of woodlands, grasslands and pastures (classes 33 and 35). These estimates are consistent with those achieved by IUTI and other sample surveys performed at national level (Munafò *et al.*, 2013).

Use and Cover

Even though LU and LC represent two distinct aspects, they are closely interconnected, influencing each other. Relations between LU and LC can be evidenced by means of a joint analysis.

MMU is a typical parameter for LU classifications which affects the estimates of phenomena such as soil sealing, due to the fragmentation and pulverization of the new urban fabric, which constitutes a widespread trend in Molise as well as in other Italian regions (Romano and Zullo, 2013). That is at once apparent from the size estimate achieved for the LU class *Settlements* (5) which turns out to be of 13,875 ha (3.03% of the network surface) and then is lower than the total estimate of the LC classes *Sealed/consumed* (11-24) which turns out to be of 17,025 ha (3.71% of the network surface). Despite the inclusion of unsealed urban areas with recreational functions (e.g. sports fields and urban parks) in the *Settlements* (5) LU class, this comparison shows how the LC classification is more suitable for identifying those artificial surfaces which, although not considered urban in terms of LU, surely have a similar role from an ecological and functional point of view (e.g.: soil sealing).

In order to compare LU and LC classifications, Table 2.10 report a first attempt of aggregation carried out at the second level of the LU and LC classes for the year 2012. The misalignment of the classes neither depends on the incomplete semantic correspondence in the definitions of the codes, nor depends on the above mentioned

differences between the classification procedures. The aggregation gives a good correspondence between the LU and LC estimates only for arable lands and orchards, vineyards and nurseries, whose differences are not significant, i.e. they may be attributable to the sampling variability of the adopted estimators rather than on actual differences in the LU and LC surfaces. In the other cases, differences between LU and LC estimates are highly significant, mainly for forest lands and forest plantations, settlements and artificial lands, and other lands. In the case of forest lands and forest plantations, the significant difference between LU and LC classification is of 2.16% and is mainly due to the LU parameters of classification for *Forest land* (1), such as the height of mature trees, the crown coverage, the extension and the minimum width of the woods, which are not considered in the LC classification. In the case of grasslands and other wooded lands, the significant difference is probably due to the LU class *Other wooded land* (3.2) which is difficult to compare, as its LU definition is impossible to be connected with the LC classification. Indeed, the 82% of the points fallen in class 3.2 are classified in the LC class *Other permeable lands in natural areas* (44), which may be considered as a transitional class between natural and artificial stages, in which tree vegetation is difficult to capture because of the low density or small dimension of the crowns.

Table 2.10 - Comparison of the estimates achieved for land use and land cover aggregated categories in 2012, their differences and their corresponding significance.

	LU classes	LC classes	LU (%)	LC (%)	LU (ha)	LC (ha)	absolute differences (%)	absolute differences (ha)	significance
Forest lands and forest plantations	1.1- 1.2- 2.2.2	33	35.23	33.06	161,525	151,600	2.16	9,925	0.00001 ^(*)
Arable lands	2.1	34- 43	43.33	42.66	198,675	195,625	0.67	3,050	0.19821
Orchards, vineyards and nurseries	2.2.1	32	5.82	5.89	26,700	27,025	0.07	325	0.77257
Grasslands and other wooded lands	3.1- 3.2	35- 44	8.85	9.50	40,600	43,575	0.65	2,975	0.03140 ^(*)
Wetlands	4	36- 37- 38	0.50	0.68	2,300	3,125	0.18	825	0.02464 ^(*)
Settlements and artificial lands	5	From 11 to 24	3.03	3.71	13,875	17,025	0.69	3,150	0.00027 ^(*)
Other lands	6	39- 40- 41- 42	0.07	1.16	325	5,325	1.09	5,000	0.00000 ^(*)

^(*) Significance smaller than 0.05

Artificial and agricultural surfaces can be surely considered as LC classes owing to the physiognomic attributes of the landscape objects (shape, size, colour, texture) and their reciprocal relationships. However, from a similar logical process they can also be considered as LU classes (Feranec *et al.*, 2007). Indeed, the size estimates from the LU and LC class aggregation regarding arable lands show a small, non-significant disagreement. The LU classification shows an estimate slightly greater than that achieved from the LC classification, with a non-significant difference of 3,050 ha (0.67% of the network surface). A similar difference of 3,150 ha (0.69%) was found between the estimates of LU and LC classes attributable to settlements and artificial lands, even if in this case these classes are much more smaller than agricultural surfaces, so that the difference turns out to be highly significant.

Regarding the urban growth, it should be emphasized how the combined interpretation of the LU and LC estimates proves to be effective for analysing the urbanization processes. Indeed, compact settlements correspond to high values of artificial LC (sealed) and to low values of artificial LU. In a similar way, highly scattered and fragmented settlements correspond to low values of artificial LC and to high values of artificial LU. The estimates of settlements density will have a key role in future urban planning, particularly in the context of urban shrinkage (Haase *et al.*, 2014), which is considered as an important issue especially in Europe (Turok and Mykhnenko, 2007; Kabisch and Haase, 2011). In fact, the availability of unsealed spaces in urban (*terrain vague*) and peri-urban areas (*vacant lands/derelict lands*) offer great potential to "re-create", enhance and implement urban green spaces (Haase *et al.*, 2014). The implementation of new green spaces and green infrastructure leads to the enhancement of several ecosystem services, among which C storage and sequestration (Strohbach *et al.*, 2012), flood mitigation (Kubal *et al.*, 2009) and biodiversity (Strohbach *et al.*, 2009). These findings can be conveniently expanded to other LU/LC typologies, such as forests (Coulston *et al.*, 2013), to

increase the understanding of the overall ecological meaning of land use and land cover change.

Conclusions

From the above considerations, we conclude that the combined use of the LU and LC classifications provides new opportunities for understanding their dynamics, by increasing the informative power of inventories in the framework of landscape analysis. Considering the availability and the frequent updating of satellite images, as well as their low costs compared to traditional mapping, the double classification seems suitable for applications to the whole Italian territory. While inventories are convenient in terms of costs and allow objective estimates of the reached accuracy, they do not allow the spatialization of estimates. This fact constitutes a relevant drawback, if one considers that many spatially explicit models such as those adopted for mapping and assessing ecosystem services (InVEST, ARIES etc.) need for spatial estimates. In spite of this limitation, enhancing the awareness on past dynamics, their drivers and impacts, these estimates provide a powerful instruments supporting land use planning, mainly facilitating the construction of alternative LU/LC future scenario (e.g. Schirpke *et al.*, 2012).

The different characteristics of LC and LU classifications are suitable for assessing LC transformations in urban and peri-urban areas as well as LU transformations in agricultural and forest areas. In urban planning, artificial linear and point elements (e.g. paved roads, dirt roads, squares) are very important. Although they represent most of the sealed surface (54% in 2012), they are almost solely detected by the LC classification, owing to difficulties in reaching minimal dimensional parameters for the LU classification (extent and width). The use of a classification system able to identify these objects is helpful for territorial planning, especially in those territories that are heavily marked by infrastructural transport networks, as is customary in Italy. While

LU offers a suitable estimation of built-up areas, infrastructure and ancillary works, LC may rather be used to assess the impact of urbanization processes on ecosystem services (such as i.e. soil retention), thus providing a better understanding of ecosystem functioning concerns. In Molise region, it has been estimated that 32% of the urban area (*sensu* LU) is unsealed. This finding offers important insights about the need of increasing the porosity of urban areas, or at least avoiding further soil sealing. Furthermore, improving monitoring systems will facilitate the assessment and valuation of ecosystem services. The implementation of concepts such as ecology *of* and ecology *in* cities, using the lens of ecosystem services (Jansson, 2013), will enhance the sustainability in urban areas, thus promoting the reconnection of human needs to the capacity of the biosphere (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Folke *et al.*, 2011). The availability of accurate estimates on LU and LC change, jointly with the ability to distinguish or integrate use and cover concepts, represent a primary need for land use policies addressing ecosystem services issues.

Most of the studies on urban growth and soil sealing (Marinosci *et al.*, 2014; EC, 2012) suggests two main strategies for containing urban expansion: (i) the protection of natural land fringes from the low density expansions stimulating brown-field development and urban regeneration, and (ii) the protection of farmland, woodland, and pastures patches to promote medium-density and semi-compact urbanization integrated within the rural landscape. The aim of these strategies is to compensate the human activities leading to soil degradation by means of mechanisms and processes such as urban regeneration and ecological compensation (Pileri and Maggi, 2007). In this framework, the implementation of methodologies able to provide reliable measures of soil sealing trends over time is of great aid to inform such a policy strategy.

References

Anderson, J. R., Hardy, E. E., Roach, J. T., & Witmer, R. E. (1976) - A Land Use And Land Cover Classification System For Use With Remote Sensor Data.

Barabesi, L., & Franceschi, S. (2011) - Sampling properties of spatial total estimators under tessellation stratified designs. *Environmetrics*, 22(3), 271–278.

Bonan, G. B. (1997) - Effects of Land Use on the Climate of the United States. *Climatic Change*, 37(3), 449–486.

Bounoua, L., DeFries, R., Collatz, G. J., Sellers, P., & Khan, H. (2002) - Effects of Land Cover Conversion on Surface Climate. *Climatic Change*, 52(1-2), 29–64.

Brovkin, V., Ganopolski, A., Claussen, M., Kubatzki, C., & Petoukhov, V. (1999) - Modelling climate response to historical land cover change. *Global Ecology and Biogeography*, 8(6), 509–517.

Carpenter, S., Pingali, P., Bennett, E. M., & Zurek, M. B. (2006) - Millennium Ecosystem Assessment: Report of Scenarios Working Group. Vol. 2, Island Press, 551 pp.

Comber, A. (2007) - The identification of data primitives to separate the concepts and semantics of land. *The International Archives of the Photogrammetry , Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 34.

Corona, P. (2010) - Integration of forest mapping and inventory to support forest management. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 3(1), 59–64.

Corona, P., Barbati, A., Tomao, A., Bertani, R., Valentini, R., Marchetti, M., Fattorini, L., Perugini, L. (2012) - Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 5(4), 204–209.

Corona, P., Fattorini, L., Chirici, G., Valentini, R., Marchetti, M. (2007) - Estimating forest area at the year 1990 by two-phase sampling on historical remotely sensed imagery in Italy. *Journal of Forest Research* 1: 8-13.

Coulston, J.W., Reams, G.A., Wear, D.N., Brewer, C.K. (2013) - An analysis of forest land use, forest land cover and change at policy-relevant scales. *Forestry*, 87 (2): 267-276.

DeFries, R. (2008) - Terrestrial Vegetation in the Coupled Human-Earth System: Contributions of Remote Sensing. *Annual Review of Environment and Resources*, 33(1), 369–390.

DeFries, R., & Eshleman, K. N. (2004) - Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrological Processes*, 18(11), 2183–2186.

Di Gregorio, A., Jansen, L.J., (2000) - Land Cover Classification System: Classification Concepts And User Manual, FAO, Rome.

Di Gregorio, A., Jansen, L.J., (2005) - Land Cover Classification System: Classification Concepts and User Manual, Software Version 2. In: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Environmental and Natural Resources Series Rome.

EEA (2013) - GIO Land High Resolution Layers (HRLs) – summary of product specifications. From <http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/gio-land-high-resolution-layers-hrls-2013-summary-of-product-specifications>

EEA-ETC. (2002) - CORINE land cover update 2000. Technical guidelines. In: EEA Technical Report No. 89/2002. http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2002_89

Ellis, E. C., & Ramankutty, N. (2008) - Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439–447.

European Commission (2012) - Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Lussemburgo, Ufficio delle pubblicazioni dell'Unione europea.

http://ec.europa.eu/environment/soil/sealing_guidelines.htm

FAO (2000) - "On definition of forest and forest change". Forest Resources Assessment Working Paper 33. Rome. from www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp.

Fattorini, L., Marcheselli, M., & Pisani, C. (2004) - Two-phase estimation of coverages with second-phase corrections. *Environmetrics*, 15(4), 357–368.

Fattorini, L., Marcheselli, M., & Pisani, C. (2006) - A three-phase sampling strategy for large-scale multiresource forest inventory. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 11(3), 1–21.

Federici, M., Ulgiati, S., & Basosi, R. (2008) - A thermodynamic, environmental and material flow analysis of the Italian highway and railway transport systems. *Energy*, 33(5), 760–775.

Feranec, J., Hazeu, G., Christensen, S., & Jaffrain, G. (2007) - Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy*, 24(1), 234–247.

Folke, C., Jansson, Å., Johan Rockström, J., Olsson, P., Carpenter, S.R., Stuart Chapin III, F., Crépin, S.C., Daily, A.-S., Danell, G., Ebbesson, K., Elmqvist, J., Galaz, T., Moberg, V., Nilsson, F., Österblom, M., Ostrom, H., Persson, E., Peterson, Å., Polasky, G., Steffen, S., Walker, W., Westley, B., Chapin, F., III, S.F., (2011) - Reconnecting to the biosphere. *Ambio Invited paper*. Published on the 6th October 2011.

Haase, D., Haase, A., & Rink, D. (2014) - Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 132, 159–169.

IPCC (International Panel on Climate Change) (2003) - Good practice guidance for LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry). ,

<http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gpoglulucf/gpoglulucf.html>

ISTAT (2013) - Annuario statistico italiano. Capitolo 1 - Ambiente e Territorio, pp. 3-28

Jansson, Å. (2013) - Reaching for a sustainable, resilient urban future using the lens of ecosystem services. *Ecological Economics*, 86, 285–291.

Kabisch, N., & Haase, D. (2011) - Diversifying European agglomerations: Evidence of urban population trends for the 21st century. *Population, Space and Place*, 17,236–253.

Kubal, T., Haase, D., Meyer, V., & Scheuer, S. (2009) - Integrated urban flood risk assessment – Transplanting a multicriteria approach developed for a river basin to a city. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9, 1881–1895. Available at:

<http://www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/9/1881/2009/nhess-9-1881-2009.pdf>

Lund, H.G. (2002) - When is a forest not a forest? *J-For*: 100, 21–27. Available at: <http://home.comcast.net/~gyde/lundpub.htm>

Marchetti M., Lasserre B., Pazzagli R., Sallustio L. (2013) - Rural areas and urbanization: analysis of a change. *Scienze del territorio* (2): 239-258. ISSN 2284-242X.

Marchetti, M., Bertani, R., Corona, P., & Valentini, R. (2012) - Changes of forest coverage and land uses as assessed by the inventory of land uses in Italy. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 9(4), 170–184.

Maricchiolo, C., Sambucini, V., Pugliese, A., Blasi, C., Marchetti, M., Chirici, G., Corona, P. (2004) - La realizzazione in Italia del progetto europeo I&CLC2000:

metodologie operative e risultati, atti dell'8^a conferenza Nazionale ASITA "Geomatica: standardizzazione, interoperabilità e nuove tecnologie", Rome.

Marinosci, I., Assennato, F., Congedo, L., Luti, T., Munafò, M., Ferrara, A., Riitano, N., Lucchesi, F., Zetti, I., (2014) - Forme di urbanizzazione e tipologia insediativa, in X Rapporto sulla Qualità dell'ambiente urbano, ISPRA.

Martino L., Fritz M. (2008) - New insight into land cover and land use in Europe - Land Use/Cover Area frame statistical Survey: methodology and tools. EUROSTAT, Statistics in focus 33, pp. 8.

Meyfroidt, P., Lambin, E. F., Erb, K.-H., & Hertel, T. W. (2013) - Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 438–444.

Millennium Ecosystem Assessment (2005) - Ecosystems and human well-being: synthesis. A report of the millenium ecosystem assessement. Island Press, Washington.

Munafò, M., & Tombolini, I. (2014) - Il Consumo di suolo in Italia - Edizione 2014. ISPRA.

Munafò, M., Salvati, L., & Zitti, M. (2013) - Estimating soil sealing rate at national level—Italy as a case study. *Ecological Indicators*, 26, 137–140.

Pileri, P., & Maggi, M. (2010) - Sustainable planning? First results in land uptakes in rural, natural and protected areas: the Lombardia case study (Italy). *Journal of Land Use Science*, 5(2), 105–122.

Plotkin, S. (1987) - Property, policy and politics: towards a theory of urban land-use conflict. *International Journal of Urban and Regional Research*, 11(3), 382–404.

Pontius, R. G., Shusas, E., & McEachern, M. (2004) - Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2-3), 251–268.

Ramankutty, N., & Foley, J. a. (1998) - Characterizing patterns of global land use: An analysis of global croplands data. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(4), 667–685.

Romano B., Zullo F. (2013) - Models of Urban Land Use in Europe: Assessment Tools and Criticalities. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems* 4(3): 80-97.

Romano, B., Zullo, F. (2013) - Models of urban land use in Europe: assessment tools and criticalities. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, 4(3), ISSN 80–97.

Sala, O. E. (2000) - Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 . *Science*, 287(5459), 1770–1774.

Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M. (2013) - Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *Territori* (18), 46-53.

Salvati, L., Munafo, 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.

Schirpke, U., Leitinger, G., Tappeiner, U., Tasser, E. (2012) - SPA-LUCC: Developing land-use/cover scenarios in mountain landscapes. *Ecological Informatics*, 12, 68–76.

Strohbach, M., Haase, D., & Kabisch, N. (2009) - Birds and the city – Urban biodiversity, land-use and socioeconomics. *Ecology and Society*, 14(2), 31.

Strohbach, M.W., Arnold, E., Haase, D. (2012) - The carbon footprint of urban green space—A life cycle approach. *Landscape and Urban Planning*, 104, 220–229.

Turok, I., & Mykhnenko, V. (2007) - The trajectories of European cities, 1960–2005. *Cities*, 24, 165–182.

Vitousek, P. M. (1997) - Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499.

3. Dalla città compatta all'urbano diffuso: ripercussioni ecologiche dei cambiamenti d'uso del suolo

Marchetti M.¹, Sallustio L.¹

¹ Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone, 86090, Pesche (Is), Italy

Contributo in: Ippolito A.M. (2012- a cura di) "Il progetto di paesaggio come strumento di ricostruzione dei conflitti". Franco Angeli Editore, pp.165- 173. ISBN: 9788820409548

Il notevole progresso tecnologico registrato nell'ultimo secolo ha comportato profondi cambiamenti nello stile di vita di una società alla continua ricerca di nuovi spazi; osservando il paesaggio, infatti, si riscontra un processo di continua modificazione imputabile a diverse concause, tra cui il passaggio dal modello della città compatta a quello dell'urbano diffuso, caratterizzato da margini sempre meno netti e distinguibili, ma con impatti crescenti sulla sfera economica e a volte devastanti su quelle ambientale e sociale, in forte conflitto con una visione sostenibile della gestione del territorio. Proprio la molteplicità di ambiti interessati dal fenomeno del consumo di suolo rende quanto mai necessaria la messa in opera di sistemi di monitoraggio dei cambiamenti in atto che massimizzino oggettività, attendibilità e precisione dei dati forniti, ma abbiano allo stesso tempo caratteristiche di rapidità di realizzazione, praticità nell'aggiornamento e soprattutto accuratezza e versatilità multiobiettivo. Tali informazioni rappresentano la base comune su cui impostare un confronto e una discussione che, date le caratteristiche del fenomeno in oggetto,

oggi più che mai richiede una forte transdisciplinarietà volta a delineare le future prospettive, in chiave pianificatoria, riguardanti il paesaggio italiano.

I cambiamenti nella copertura e nell'uso del suolo sono unanimemente riconosciuti significativi a livello globale (Settis, 2010) tanto da influenzare l'evoluzione della biosfera nell'attuale periodo definito ormai Antropocene (Crutzen, 2005). In particolare, l'impatto a livello ecologico-ambientale delle variazioni d'uso del suolo è tutt'altro che marginale, tanto da essere paragonabile a quello provocato dai ben noti cambiamenti climatici (Kolstrom *et al.*, 2011). Uno studio condotto da Ellis e Ramankutty (2008) (Ellis *et al.*, 2008), afferma che attualmente più del 75% delle terre emerse mostrano alterazioni per effetto della presenza dell'uomo, con meno di un quarto rimanenti come terre incolte, in grado di supportare appena l'11% della produttività primaria netta terrestre.

Gli esseri umani si sono distinti durante la storia evolutiva, per la loro capacità di modellare gli ecosistemi grazie all'utilizzo di strumenti e tecniche, come per esempio il fuoco, che sono al di là delle capacità degli altri organismi viventi (Smith, 2007). Tale eccezionale capacità di applicazioni ecologiche unita al prepotente sviluppo della tecnologia e a una vera e propria manipolazione ingegneristica degli ecosistemi, ha contribuito a sostenere una crescita senza precedenti della popolazione umana nell'ultimo mezzo secolo, tanto che attualmente, da solo, il genere umano utilizza circa un terzo della produttività primaria netta terrestre (Vitousek *et al.*, 1986; Imhoff *et al.*, 2004). E non va dimenticato che le attività umane nel corso dei secoli hanno facilitato l'estinzione di specie, invasioni, introduzioni e addomesticazioni, aumentato l'erosione del suolo, alterato la frequenza degli incendi e l'idrologia e influenzato profondi cambiamenti nella produttività ecologica e in altri processi ecosistemici, fino agli stessi cicli biogeochimici fondamentali (Turner *et al.*, 1990; Vitousek *et al.*, 1997; DeFries *et al.*, 2004a; Foley *et al.*, 2005; Dearing *et al.*, 2006; Hobbs *et al.*, 2006; Hansen *et al.*, 2009). Pertanto, pur senza qui entrare negli aspetti di natura antropologica, l'*Homo sapiens* può essere a tutti gli effetti considerato ai fini del

presente contributo, come una forza della natura (forse al pari di quelle climatiche e geologiche) quanto al grado di condizionamento della forma e dei processi della biosfera, sia in maniera intenzionale che più o meno consapevole (Redman, 1999; Kirch, 2005). I livelli d'interazione tra l'uomo e gli ecosistemi sono comunque variabili: dall'effetto, trascurabile a livello globale, di un singolo raccoglitore di esemplari vegetali alla completa sostituzione di ecosistemi pre-esistenti con edifici e conseguente impermeabilizzazione del suolo (Smil, 1991). A tal proposito, la densità insediativa rappresenta un ottimo indicatore della forma ed intensità delle interazioni, in quanto la crescita della popolazione è stata a lungo considerata sia una causa che una conseguenza della modificazione degli ecosistemi legata alla produzione di cibo ed altri beni essenziali (Boserup, 1965; Boserup, 1981; Netting, 1993). Tali interazioni sono mutate negli ultimi decenni per mezzo dell'agricoltura intensiva e dei nuovi sistemi di trasporto, che sono in grado di interessare l'intero range di variabilità della densità abitativa, basti pensare alle grosse conurbazioni che combinano al loro interno città sovraffollate, periferie con densità minori, sistemi agricoli e in alcuni casi, addirittura, aree forestali (Qadeer, 2000; Theobald, 2004).

Il momento cruciale di passaggio dal dominio delle terre non antropizzate a quelle che potremmo definire di prima antropizzazione, è stato proprio quello tra il 1700 e il 2000, mentre la spinta finale di intensificazione d'uso del suolo avutasi verso la fine del XX secolo in seguito alla rivoluzione industriale, ha portato la biosfera allo stato antropogenico che oggi osserviamo (Ellis *et al.*, 2010).

Oggi, inoltre, l'entità e la velocità di questi cambiamenti sono assolutamente nuovi e fanno nascere nuovi problemi di coordinazione e di controllo. Infatti, finché erano più piccoli e più lenti, si depositavano senza difficoltà nel quadro naturale, a volte insignificanti rispetto alla vastità del paesaggio e delle risorse naturali. Ora invece gli interventi umani, sempre più grandi e più fitti, si toccano direttamente fra loro, e devono essere disciplinati da un coordinamento artificiale, progettato; la loro somma minaccia di sconvolgere il quadro naturale su intere porzioni del territorio e

rende necessario un controllo cosciente dell'equilibrio fra i due sistemi ormai paragonabili: quello delle cose naturali e quello dei manufatti umani (Morris *et al.*, 1947).

La veloce e disordinata colonizzazione di nuovi spazi da parte del tessuto urbano sono due degli aspetti salienti che sempre più caratterizzano le dinamiche evolutive anche del paesaggio italiano, come evidenziato dalla Figura 3.1, in cui si assiste al passaggio dal modello tradizionale della città compatta a quello della città diffusa, non a caso spesso identificata anche come città infinita, che spesso lascia il posto a quelle che oggi vengono definite "agropoli" e "campagne urbane" (Laganà, 2011); in Europa e particolarmente in Italia, però, a questo processo va aggiunto quello legato all'abbandono degli spazi rurali in collina e montagna, e di tanti terreni agricoli di pregio che spesso si configurano come spazi ideali per la colonizzazione edilizia. L'aspetto più preoccupante in tale scenario di transizione è sicuramente legato alla irriproducibilità della risorsa limitata e preziosa costituita dal suolo, quando legata a modificazioni irreversibili cui ci si riferisce parlando di consumo di suolo, con tutte le ripercussioni in termini di funzionalità ed efficienza dell'ecosistema che esso sostiene (Romano *et al.*, 2011).

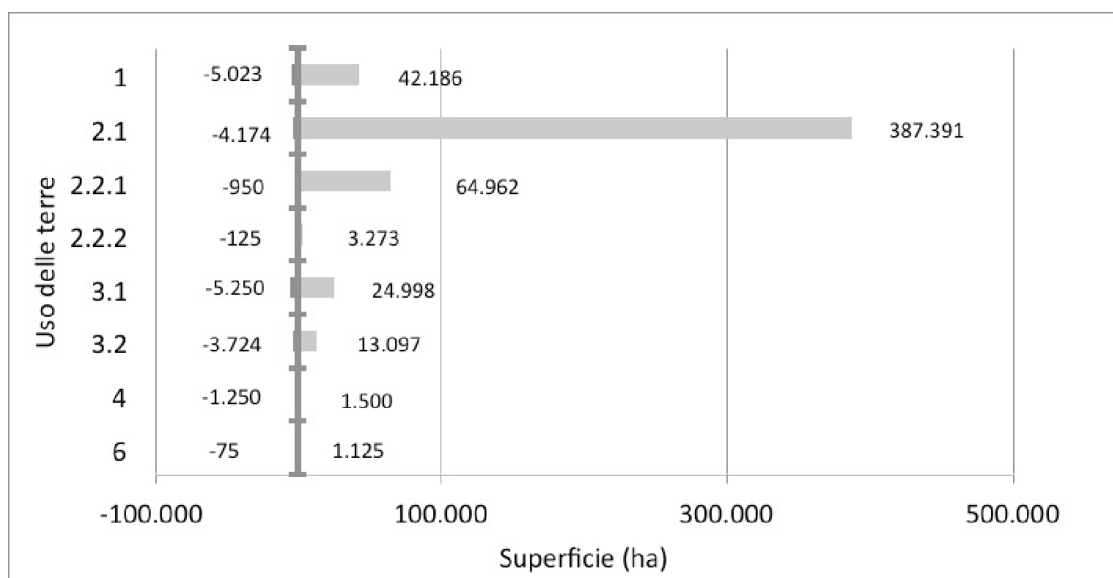


Figura 3.1- Bilancio (espresso in termini di superficie) delle transizioni da e verso la classe "urbano" nel periodo 1990-2008 (da Marchetti *et al.*, 2012).

In chiave ecologica, importanti risultano le ricadute del fenomeno in termini di servizi ecosistemici, a partire dal clima, poiché la maggiore quantità di edifici accentua la riflessione termica e l'accumulazione delle isole di calore e quindi, in parte, il riscaldamento dell'atmosfera. Eliminare superfici naturali o comunque vegetate, comporta inoltre la forte riduzione dei quantitativi di carbonio stoccati nella sostanza organica vivente e nel suolo, con ulteriori ripercussioni negative fino ai possibili rischi, anche di natura giuridico-economica sulla capacità del paese di ottemperare agli impegni previsti dal Protocollo di Kyoto. Oltre a ciò, l'antropizzazione del paesaggio, comporta la distruzione o la trasformazione degli ecosistemi primari, riconosciuta come la principale causa della rarefazione ed estinzione di gran parte delle specie animali italiane (Bologna, 2002). I nuovi habitat originatisi (agro-ecosistemi, foreste semi-naturali e gli 'ecosistemi urbani'), detti "secondari", sono strettamente legati all'azione dell'uomo per quanto riguarda i processi funzionali (es: aratura nei coltivi, concimazione, mietitura) o le risorse trofiche (discariche) messe a disposizione di specie sinantropiche (animali o vegetali), opportuniste sia dal punto di vista dell'alimentazione che nella scelta dei siti di riproduzione, caratterizzate da un'elevata capacità di spostamento e in grado di entrare in forte competizione (diretta o indiretta) con la fauna e la vegetazione dell'ecosistema originario (Marchetti e Barbati, 2005). In tali contesti, la biodiversità complessiva a scala di paesaggio (regionale e nazionale) risulta fortemente minacciata dall'artificializzazione del territorio, poiché comunità originarie fra loro molto differenti tendono ad essere sostituite con comunità secondarie molto simili su vaste estensioni (Brandyman, 2002). L'effetto negativo a carico dei servizi ecosistemici quali biodiversità e capacità di sequestro di CO₂, si accentua ulteriormente indagando sulle modalità spaziali di espansione delle superfici artificiali. Secondo diversi studi tra cui quelli del CRCS (2010), di FAI e WWF (2012) e dell'ONCS (2009) è evidente il passaggio dal modello della città compatta a quello dell'urbano diffuso, della città non città dove l'espansione urbana, o *sprawl*, assume l'aspetto definito giornalmente come un vero e proprio "incendio grigio" (Pratesi, 2001). Tale

modello si caratterizza per l'elevata dispersione territoriale e polverizzazione degli interventi, in grado di produrre alti consumi di suolo complessivi a causa della realizzazione di spazi di scambio e del reticolo di viabilità necessario a connettere funzioni lontane, generando una continua e inarrestabile fame di strade in un paese che, considerando solo le provinciali, regionali, statali e autostrade, già nel 2007 conta quasi 182,000 km di rete viaria (fonte ISTAT 2009). È proprio l'aumento, spesso non coordinato, delle infrastrutture, un ulteriore rischio per l'ambiente considerando gli effetti negativi che queste hanno sull'aumento delle emissioni, sulla frammentazione ed isolamento degli habitat e la diffusione di specie invasive che trovano negli ambienti marginali, spesso degradati, le condizioni ottimali per la loro diffusione, tanto da poter considerare le stesse come vere e proprie matrici inverse della rete ecologica, in virtù di finalità praticamente opposte.

Un ulteriore elemento di analisi è rappresentato dalla dimensione sociale del fenomeno in questione, in quanto l'aumento della superficie urbanizzata spesso non corrisponde ad un altrettanto significativo aumento demografico, che in alcune realtà territoriali si presenta stabile o addirittura in declino.

Tali considerazioni evidenziano la necessità di uno sforzo congiunto da parte dei numerosi settori di ricerca coinvolti nel problema, nel mettere in campo ed utilizzare sistemi di monitoraggio in grado di fornire informazioni aggiornate, con attendibilità definita e accettabile (Carfagna e Gallego, 2005) sulle dinamiche in atto riguardanti i diversi aspetti del consumo di suolo.

Rispondendo a queste necessità, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ha gestito la realizzazione dell'Inventario dell'Uso delle Terre in Italia (IUTI), realizzato su base campionaria, a supporto del Registro Nazionale dei Serbatoi di Carbonio Agroforestali e nell'ambito del Piano Straordinario di Telerilevamento Ambientale (Marchetti *et al.*, 2012). Trattandosi di un inventario con un'elevatissima densità di punti di campionamento (circa 1.206.000 sull'intera

superficie nazionale) è anche la localizzazione geografica a scala subregionale dei cambiamenti in atto dal 1990 ad oggi; l'integrazione dei dati relativi alla classificazione d'uso del suolo con altri strati informativi (come ad esempio il modello digitale del terreno, dati ISTAT, altri tematismi ecc.) permette, inoltre, di approfondire l'analisi del fenomeno, mettendo a disposizione dei *decision makers* e dei ricercatori un quadro conoscitivo indispensabile nell'ambito di molteplici applicazioni: dall'analisi del paesaggio, alla pianificazione ecologica del territorio, alla definizione di politiche di programmazione agricola, alla pianificazione dello sviluppo urbanistico (DeFries e Eshleman, 2004).

Da una prima analisi dei dati IUTI, si osserva come l'intera penisola italiana sia oggetto di modificazioni ugualmente deleterie per l'ambiente e il paesaggio; trasformazioni probabilmente in buona parte anche di tipo illegale al Sud o colpevolmente tollerate al Nord, ma comunque mosse da fattori diversi: da una regia a base familiare, nel primo caso legata ad una speculazione edilizia tesa a soddisfare un'abitudine tristemente consolidata, più che una carenza abitativa, mentre nel secondo connesse ad una delle avventure produttive più fortunate della storia economica europea, ma sicuramente discutibile oggi alla luce della crisi immobiliare in atto. Tutto ciò si è tradotto nell'urbanizzazione incontrollata e spesso priva di criteri, che nel migliore dei casi, come per esempio in Emilia Romagna, ha comportato una non trascurabile banalizzazione del paesaggio e la sparizione degli orizzonti agrari della pianura.

Secondo IUTI, negli ultimi venti anni si è registrata un'espansione imponente delle aree urbanizzate con un incremento medio pari a circa il 30% rispetto alla superficie urbanizzata del 1990, con punte di quasi il 44% in Basilicata. Il fenomeno è avvenuto maggiormente a danno dei terreni agricoli ed in particolare di quelli caratterizzati da sistemi produttivi di tipo estensivo (seminativi non irrigui, sistemi colturali e particellari complessi e appezzamenti di colture agrarie con spazi naturali importanti, *sensu* CLC) (Figura 3.2), considerabili marginali dal punto di vista della

resa economica, ma che hanno un ruolo chiave nel mantenimento della biodiversità e dell'integrità dei paesaggi peculiari per i singoli territori. È proprio quello agricolo, infatti, l'anello debole su cui si gioca il futuro del paesaggio; i fenomeni di colonizzazione da parte del tessuto urbano, per ora si collocano soprattutto nelle zone più comode, quelle nelle immediate vicinanze dei centri urbani alle quote minori e con pendenze dolci (situazioni morfologiche che nella nostro Paese non sono certo abbondanti), ma i dati dimostrano come già ora, la sempre crescente, e forse ingiustificata, fame di suolo spinga necessariamente lo *sprawl* verso terreni un tempo poco appetiti, ma che ora rappresentano una risorsa preziosa per la causa del mattone, senza risparmiare neppure le aree protette. Dall'incrocio dei dati sul consumo di suolo e quelli demografici, si osserva che nella maggior parte dei casi, la costruzione di nuovi edifici non corrisponde affatto ad un maggior bisogno di strutture da parte della popolazione, che pertanto si trova ad avere "a disposizione" una superficie urbanizzata pro capite sempre maggiore: in termini di crescita relativa del ventennio le situazioni più evidenti sono in Friuli Venezia Giulia, Sardegna, Basilicata, Calabria e Molise (le ultime tre con un saldo demografico addirittura negativo nell'ultimo ventennio) (Figura 3.3).

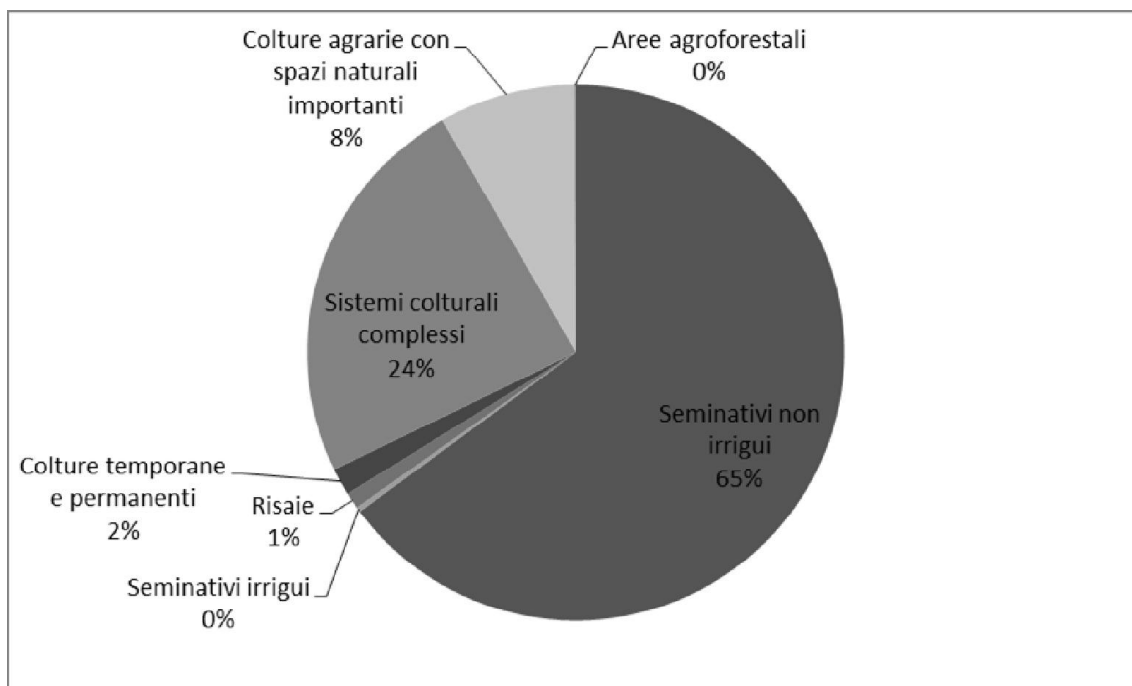


Figura 3.2- Ripartizione dei suoli agricoli urbanizzati secondo le classi Corine Land Cover.

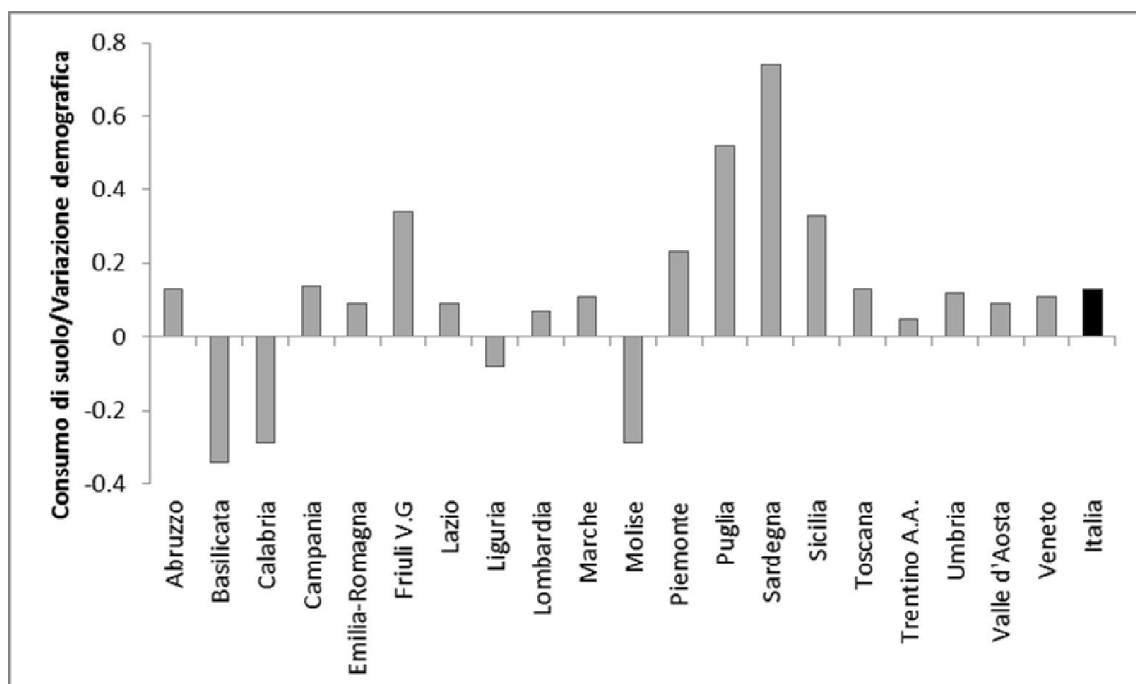


Figura 3.3- Rapporto tra consumo di suolo (%) e saldo demografico (%) dal 1900

In tale contesto l'agricoltura potrebbe rappresentare una sorta di matrice di recupero, che si connota per una storia antica e spesso di elevata qualità, come nel caso delle centinaia di paesaggi agrari di pregio del Paese, dalle centuriazioni romane

del Nord ai "giardini" di agrumi del mezzogiorno; infatti, molte idee di riqualificazione partono dalla valorizzazione di strutture come le recinzioni e la viabilità proprio in questi contesti; si tratterebbe, in breve, di fare una scelta chiara e decisa sul ruolo futuro dei paesaggi agricoli, che si gioca sulla non banale differenza concettuale che divide la realtà metropolitana diffusa dall'agropolitana.

Un'altra sfida riguarda la difesa degli spazi non costruiti (*terrain vague*), soprattutto nelle zone periurbane (*vacant land* o *derelict land*), utilizzabili per attività compatibili in grado di fornire una discreta competitività economica, tali da porle al centro di strategie complessive di riqualificazione della città contemporanea. Un'ulteriore riflessione va fatta sull'aspetto partecipativo delle comunità locali nella gestione del paesaggio, soprattutto per quello del "quotidiano", che maggiormente influenza la qualità della vita di una comunità; tale processo consentirebbe, oltre ad una maggiore consapevolezza e condivisione delle scelte, l'attuazione di uno dei principi costitutivi della Convenzione Europea del Paesaggio, ponendo particolare attenzione sulla crescita della città all'interno della città stessa, rendendola più compatta ed energeticamente efficiente all'interno dei "*brown field*" e salvaguardando i limitrofi "*green field*".

Il quadro conoscitivo delineato implica una notevole considerazione per la ricostruzione di un paesaggio equilibrato in grado di accettare l'eredità legata al boom edilizio grazie a processi di riqualificazione, conciliandola con la preservazione e la tutela degli spazi non costruiti e, per quanto possibile, con la ricostituzione dell'integrità ecologica di ambienti degradati e frammentati. In un territorio storicamente influenzato dall'azione determinante dell'uomo come quello italiano, infatti, appare evidente come la sfida legata alla corretta gestione funzionale, al mantenimento della connettività e del valore dei singoli habitat, in grado di perpetuare buona parte della biodiversità originaria o acquisita di un territorio, deve essere affrontata soprattutto laddove i sistemi agricoli, intensivi o urbani, predominano (Ricketts, 2001; Fahrig, 2003; Lindenmayer, 2008; Chazdon, 2009). In

tale ottica, sono quanto mai auspicabili e promettenti l'interazione e lo scambio di conoscenze tra diversi ambiti della ricerca, che, pur concentrandosi su diversi aspetti legati all'uso del suolo ed alla valorizzazione del paesaggio, nel loro complesso possono contribuire alla creazione di una visione organica e quanto più esaustiva del tema, su cui sviluppare un'efficiente pianificazione del territorio.

References

Bologna M. A. (2002) - Rarefazione ed estinzione di specie. In: La fauna in Italia (a cura di Minelli A., Chemini C., Argano R., Ruffo S.). Touring Editore Milano e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma:390-428.

Boserup E. (1965) - The conditions of agricultural growth: the economics of agrarian change under population pressure. London, UK: Allen and Unwin.

Boserup E. (1981) - Population and technological change: a study of long term trends. Chicago, IL: University of Chicago Press.

Brandymar P. (2002) - Ambienti e fauna del paesaggio italiano. In: La fauna in Italia (a cura di Minelli A., Chemini C., Argano R., Ruffo S.). Touring Editore Milano e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma:30-45.

Carfagna E. and Gallego F.J. (2005) - Using remote sensing for agricultural statistics. *International Statistical Review* 73 (3): 389-404.

Centro di Ricerca sui Consumi di Suolo (2010) - Rapporto 2010. A cura di INU, Legambiente, DIAP Politecnico di Milano. Pp. 258.

Chazdon R.L., Harvey C.A., Komar O., Griffith D.M., Ferguson B.G., Martínez-Ramos M., Morales H., Nigh R., Soto-Pinto L., Breugel M.V. and Philpott S.M. (2009) - Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 41: 142-153.

Crutzen P. (2005) - Benvenuti nell'Antropocene. L'uomo ha cambiato il clima, la Terra entra in una nuova era. Mondadori, ISBN 88-04-53730-2.

Dearing J., Battarbee R., Dikau R., Larocque I. & Oldfield F. (2006) – Human-environment interactions: learning from the past. *Regional Environmental Change*, 6: 1-16.

DeFries R., Asner G.P. & Houghton R.A. (2004) - Ecosystems and land use change. Geophysical Monograph Series. American Geophysical Union, Washington, DC.

DeFries R., Eshleman K. (2004) - Land use change and hydrologic processes: A major focus for the future (invited commentary). *Hydrologic Processes Today* 18: 2183-2186.

Ellis E. C., Klein Goldewijk K., Siebert S., Lightman D. and Ramankutty N. (2010) - Anthropogenic transformation of the biomes 1700 to 2000 . *Global Ecol. Biogeogr*, 19: 589-606.

Ellis E.C. and Ramankutty N. (2008) - Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 439-447.

FAI e WWF (2012) - Terra rubata. Viaggio nell'Italia che scompare. Pp. 68.

Fahrig L. (2003) - Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34: 487-515.

Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N. and Snyder P.K. (2005) - Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.

Hansen D.M. & Galetti M. (2009) - Ecology: the forgotten megafauna. *Science*, 324: 42-43.

Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V.A., Epstein P.R., Ewel J.J., Klink C.A., Lugo A.E., Norton D., Ojima D., Richardson D.M., Sanderson E.W., Valladares F., Vila M., Zamora R. & Zobel M. (2006) - Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.

Imhoff M.L., Bounoua L., Ricketts T., Loucks C., Harris R. and Lawrence W.T. (2004) - Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429: 870-873.

Kirch P.V. (2005) - Archaeology and global change: the Holocene record. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 409-440.

Kolström M., Lindner M., Vilén T., Maroschek M., Seidl R., Lexer M.J., Netherer S., Kremer A., Delzon S., Barbati A., Marchetti M., Corona P. (2011) - Reviewing the Science and Implementation of Climate Change Adaptation Measures in European Forestry. *Forests*. 2 (4):961-982.

Laganà G. (2011) - Paesaggi di città non città. Franco Zagari, quattro progetti di ricerca. *Collana Paesaggio*. Pp. 242.

Lindenmayer D., Hobbs R.J., Montague-Drake R. *et al.* (2008) - A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters*, 11: 78-91.

Marchetti M. e Barbati A. (2005) - Cambiamenti di uso del suolo. In: *Stato della biodiversità in Italia* (a cura di: Blasi C., Boitani L., La Posta S., Manes F., Marchetti M.). MATT-DPN, Palombi editore, Roma, pp. 108-114.

26. Marchetti, M., Bertani, R., Corona, P., & Valentini, R. (2012). Changes of forest coverage and land uses as assessed by the inventory of land uses in Italy. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 9(4), 170–184. doi: 10.3832/efor0696-009

Morris W. (1947) - Prospects of architecture in civilization. In *On art and socialism*, London 1947; tr. it.: *Architettura e socialismo*, Bari 1963, p. 3

Netting R.M. (1993) - *Smallholders, householders: farm families and the ecology of intensive sustainable agriculture*. Palo Alto, CA: Stanford University Press.

ONCS (2009) - *Primo rapporto dell'Osservatorio Nazionale sul Consumo di Suolo*. Pp. 128.

Pratesi F. (2001) - La nuova febbre del cemento. *Corriere della Sera*, 25 gennaio 2001.

Qadeer M.A. (2000) - Ruralopolises: the spatial organisation and residential land economy of high-density rural regions in South Asia. *Urban Studies*, 37: 1583-1603.

Redman C.L. (1999) - *Human impact on ancient environments*. University of Arizona Press, Tucson.

Ricketts T.H. (2001) - The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158: 87-99.

Romano B., Zullo F., Cargini M., Febo D., Iezzi C., Mazzola M., Rollo P. (2011) - Gli stati e le dinamiche dei processi insediativi e infrastrutturali di trasformazione dei suoli in Italia. *Ri-Vista, ricerche per la progettazione del paesaggio*. Pp. 13.

Settis S. (2010) - *Paesaggio Costituzione cemento*. Einaudi (Paesaggi). Pp. 326

Smith B.D. (2007) - The ultimate ecosystem engineers. *Science*, 315: 1797-98.

Smil V. (1991) - *General energetics: energy in the biosphere and civilization*. 1st edn. New York, NY: John Wiley & Sons.

Theobald D.M. (2004) - Placing exurban land-use change in a human modification framework. *Frontiers in Ecology and Environment*, 2: 139-44.

Turner B.L. II, Clark W.C., Kates R.W., Richards J.F., Mathews J.T. and Meyer W.B. (1990) - The earth as transformed by human action: global and regional changes in the biosphere over the past 300 years. Cambridge University Press with Clark University, Cambridge and New York.

Vitousek, P.M., Ehrlich P.R., Ehrlich A.H., and Matson P.A. (1986) - Human appropriation of the products of photosynthesis. *Bioscience*, 36: 368-373

Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. and Melillo J.M. (1997) - Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-99.

4. Rural areas and urbanization: analysis of a change

Marchetti M.¹, Lasserre B.¹, Pazzagli R.¹, Sallustio L.¹

¹ Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone, 86090, Pesche (Is), Italy

Articolo pubblicato: Scienze del territorio– 2014 -2: 239-258. DOI:

http://dx.doi.org/10.13128/Scienze_Territorio-14333

Abstract

After the Industrial Revolution, the precarious equilibrium which regulated the co-evolutionary process between man and nature, has decidedly leaned in favor of a society which is continuously in search of new spaces to be explored and inhabited. According to the data in the Inventario dell'uso delle terre in Italia (Inventory of land use in Italy - IUTI), from 1990 to 2008 land take is estimated at 500,000 hectares; 75% of the time, this occurs to the detriment of farmland. The ability to evaluate and monitor said phenomenon is essential, first of all, in order to provide the decision makers with valid instruments and, secondly, to lay the basis for a new culture which, placing agriculture at the center of a new, regenerative view of the landscape, is able to outline new ways of organizing the territory which take into account the connections between that which is anthropic and the matrix in which it is inserted, in full respect of the principles of sustainable development.

Keywords: *land take, territorialization, croplands, artificialisation, redevelopment*

Introduction

Man's ability to shape ecosystems (Smith, 2007) has contributed to sustaining the global demographic increase recorded in the last fifty years, placing it at the summit of the pyramid of net terrestrial productivity users (Vitousek *et al.*, 1986; Imhoff *et al.*, 2004) and, at the same time, making it responsible for a greater soil impact, in comparison with all the other living beings combined (Wilkinson *et al.*, 2007).

Recent studies indicate that the ecosystems which are strongly influenced by man cover a greater surface than systems which we could define virgin or wild (McCloskey and Spalding, 1989; Vitousek *et al.*, 1997; Sanderson *et al.*, 2002; Mittermeier *et al.*, 2003; Foley *et al.* 2005). According to Ellis e Ramankutty (2008) 75% of the lands above sea level present alterations due to the presence of man. The notion of anthropogenic biomes, or *Anthromes*, is based on this concept, with the creation of a new system of classification on which ecological and Earth science can be based in order to give prominence to the anthropic intervention as a modification factor (Alessa and Chapin, 2008), in order to define a first classification level, given by the distinction between *used lands* (agricultural, pastoral farming and urban) and *unused lands*.

The relationship between the city and the countryside, as a part of the broader and sustained relationship between agriculture and territory, connotes a characteristic feature of the general historical process, the mainstay of the complex co-evolution of man and nature which we can identify with the term "territorialization". The history of Italy represents a privileged example of this dynamic, and, from many sides, hierarchical relationship: the same regional divides, often hastily ascribed to a dualistic north/south viewpoint, reflect, more specifically, the different degree and method of said relationship which has proved to be more pronounced and lasting in central and northern Italy and more feeble (although not absent) in the south of Italy.

The city means the presence of a multitude of functions within the territory, political autonomy and the proximity of power, organization of the countryside and farming systems as a function of food (e.g. Share farming in central Italy, but also all the other forms often connected to collective possession and communal uses) and a frequent cultural contact on behalf of the inhabitants of the countryside with urban life. These are deeply rooted and resistant connections that have not impeded a clear distinction regarding roles and the idea of urban planning. In a single system, the city had to act as a city and the countryside as a countryside. In order to be together so that the system was functional, the roles had to be clearly separated and perceived as such. Relationships and the integration of each function was what counted (Pazzagli, 2012).

With the processes of industrialization and globalization, the progressive destruction of that which was local and rural has led to a bypass: the city can live without its countryside and the countryside can fade away without having any further relationship with its urban centers of reference. At a certain moment in history, the energy cycle broke down, as did the economic and cultural connection, with an increasing marginalization of farming and the abandonment of a virtuous chain from the point of view of the energy balances. It was not – as has been observed since the end of the 1980s – simply an urban planning crisis, but a crisis regarding an economic model, a way of comprehend politics and the capability which the public authorities have to provide explanations for the unease regarding the urban condition and the territory in general (De Lucia, 2006).

The rapid and disorganized colonization of new spaces on behalf of the urban fabric (*urban sprawl*), together with two phenomena, apparently in contradiction, such as the rural abandonment and the industrialization of agriculture, as well as the arrogance of the land and building lobbies, bring about a negative effect which converges on the nature of the landscape, which shows evident signs of banalization and simplification connected to a steady loss of biodiversity and complexity.

The city boundaries, once represented by city walls, have progressively vanished into the urban fringe and suburbs, while the detectable distinction between the city and the countryside has faded and the prudent integration of these two primary territorial components has fallen into crisis: the urban and the rural which have, for centuries, made up the innermost identity of many Italian regions and, additionally, have also learned to interact with each other respectfully. Now they no longer interact or, when they do, it is with almost violent language and the tone is almost always vexed, over the top. The traditional relational model, as the corresponding energy and productive chains were shattered on the horizon of the contemporary megalopolis (Magnaghi, 2010; Magnaghi, 2012).

Land take means, firstly, the distortion of the landscape, a fracture in the consolidated equilibrium between the city and the countryside, new environmental expenses in terms of the use of natural resources and waste disposal, the redefinition of social identities. Such an analysis must make up the basis for the priority identification of reducing land consumption and conserving the landscape, of which environmental and historical values of every local community are part. Only at the end of the 1900s, after the redefinition of the role of the city in terms of tourism and the intense exploitation of the coasts, was there a process of rediscovery and valorization of rural territory (Meini, 2012). These considerations underline the need to have objective data which is ready to describe phenomenon of land take and support the decision makers. In such a context, some ministerial initiatives, although they were still not translated into consistent urban planning policies, enter into the picture, having laid the foundations for an overall, dynamic analysis of the Italian territory with databanks and indicators which should make up the scientific basis for the decision-making processes on an institutional level.

In recent years, the well-known Corine land cover and LUCAS, developed respectively by the *European environment agency* and EUROSTAT, have been combined in several national initiatives. These aimed at filling the information gap

which they may be subject to in order to perform analysis at a more detailed scale or aimed at understanding specific issues related to land use changes, such as soil sealing related to urban sprawl (Maricchiolo *et al.*, 2005; Munafò, 2008). This is the case, for example, of the study of processes related to the expansion of urban areas in Italy during the last fifty years using a cartographic approach (Romano *et al.*, 2013) or of the estimate of soil sealing degree based on the interpretation of aerial photographs and high-resolution topographic maps, carried out on a random sample points over the whole national territory (Munafò *et al.*, 2013).

Other projects that are part of this area of interest are also the *Atlante nazionale del territorio rurale* (National atlas of rural territory (<http://www.reterurale.it/atlante/index1.html>) (last view: April 2013), promoted by the Ministry of agricultural food and forest resources, with the objective of reconstructing a national idea of rural territory, in its socioeconomic, environmental and settlement components, through the preparation of a system of indicators across a broad thematic spectrum, and the development on behalf of the Ministry for the Environment, Land and Sea from the *Inventario dell'uso delle terre in Italia* (IUTI – Inventory of land use in Italy), carried out on a sampling basis, in support of the National register of agroforestry carbon reservoirs and within the Extraordinary plan for environmental remote sensing. The hierarchical classification system used in IUTI has, as a basis, 6 categories for the use of land defined by GPG - LULUCF (*Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*), integrated with second-level and third-level subcategories, for a total of 9 classes (Tabella 4.1). The detailed description can be found in Marchetti *et al.* (2012). The analysis of land use changes occurred from 1990 to 2008 in Italy, in accordance with IUTI, allow for the expression of quantitative assessments in terms of said phenomenon, useful in order to encourage reflection and discussion regarding the possible creation of new forms of land use management, centered on the essential role of the rural world.

Tabella 4.1 - Land classification according to IUTI.

IUTI class	IUTI category level II	IUTI category level III	IUTI code
Forest land	<i>Woodland</i>		1
	<i>Wooded land temporarily unstocked</i>		
Cropland	<i>Arable land</i>		2.1
	<i>Permanent crops</i>	<i>Orchards, vineyards and nurseries</i>	2.2.1
		<i>Forest plantations</i>	2.2.2
Grassland	<i>Natural grassland and pastures</i>		3.1
	<i>Other wooded land</i>		3.2
Wetlands	-		4
Settlements	-		5
Other land	<i>Bare rock and sparsely vegetated areas</i>		6

Results

The analysis of the results starts from the construction of the transitional matrix (Table 4.1), based on the flow method (ONCS, 2009) which allows for the isolation of the single transitions which occurred throughout time among the different categories of land use.

The matrix highlights some significant changes which occurred from 1990 to 2008, among which the increase in forest area (about 500,000 hectares) and the decrease in agricultural areas, which, although they are category of land use most present within the national territory (33.4%), they also register a loss of more than 800,000 hectares. In the same time period, the data related to land consumption is noteworthy, with the expansion of urbanized areas equal to little less than 500,000 hectares (about 28,000 hectares per year) at the expense, above all, of lands which were previously intended for farming use (about 75%) (Marchetti *et al.*, 2012).

The use of the digital elevation model (DEM) has allowed for the individuation of altitudinal zones and slope class which are more urbanized and concern the phenomenon of land consumption during said time frame. In 2008, the urban fabric, as well as land take, are concentrated mainly in flat areas, 65% in the zone between 0 and 200 m and even 86% between 0 and 400 m (Figure 4.1); the same trend can be observed in Figure 4.2, from which one can infer that 70% of the artificialized land are found at slopes inferior to 5%, while those under 10% reach 84%; as for the land take, it can be observed that, in this case, in the last 20 years the , the lands in the first area have become even more desirable that in the past, in fact the phenomenon records 73% compared to the aforementioned 70%.

Table 4.1- Matrix of the transition of changes which occurred in the use of land from 1990 to 2008 in Italy (for the meaning of the IUTI codes, see tab. 4.1). The surface data are expressed in hectares (Marchetti *et al.* 2012)

		2008									
1990	IUTI	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Totale
	1	9,014,117	30,192	13,573	975	13,446	37,213	9,497	21,118	1225	9,141,355
	2.1	184,398	9,586,594	789,148	69,470	154,166	128,526	15,374	387,391	150	11,315,217
	2.2.1	35,547	272,931	2,269,752	775	21,650	16,571	575	64,962	0	2,682,761
	2.2.2	3847	51,692	1249	67,659	2773	2349	1249	3273	0	134,091
	3.1	138,121	60,692	22,573	4,224	1,662,343	276,904	5,349	24,998	550	2,195,754
	3.2	256,716	48,566	17,072	750	9,449	1,513,565	7,399	13,097	525	1,867,138
	4	14,696	1225	425	400	2999	11,224	476,768	1500	825	510,061
	5	5,023	4,174	950	125	5,250	3,724	1250	1,623,439	75	1,644,010
	6	750	75	25	0	2,373	1125	1125	1125	651,691	658,288
Totale	9,653,216	10,056,141	3,114,765	144,376	1,874,449	1,991,200	518,586	2,140,903	655,040	30,148,676	

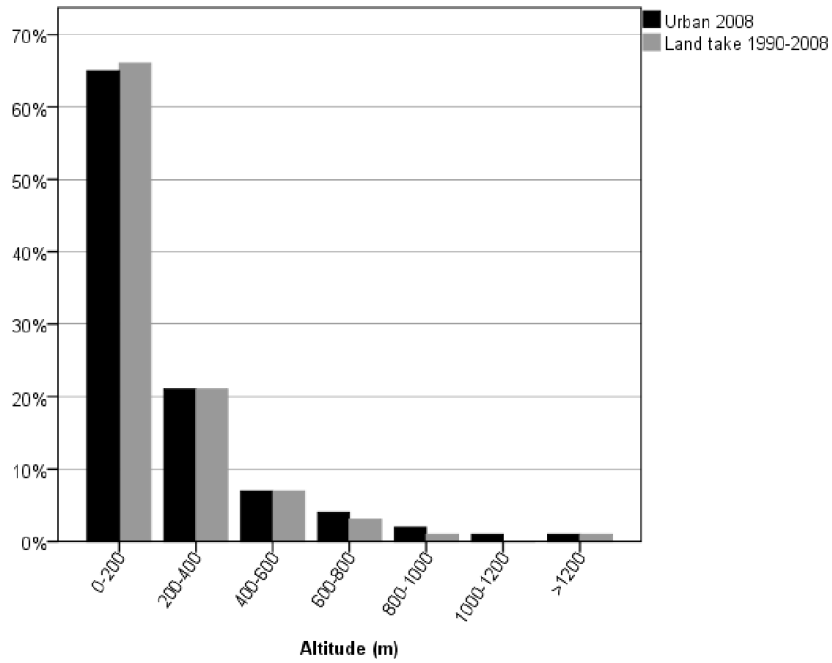


Figure 4.1 - Distribution of the urban fabric in 2008 and the land take from 1990 to 2008 based on altitude ranges in Italy.

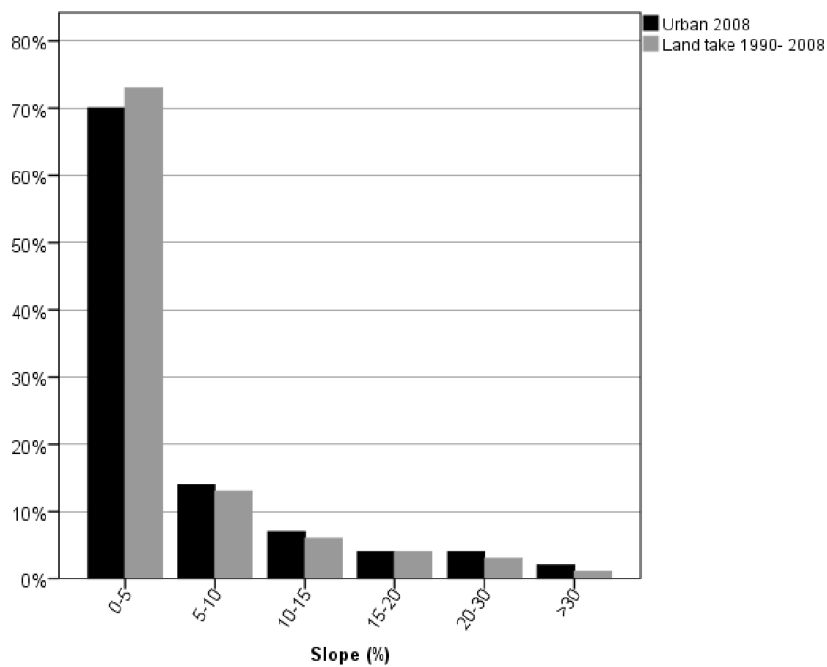


Figure 4.2 - Distribution of the urban fabric in 2008 and the land take from 1990 to 2008 based on slope in Italy.

The problem with urban sprawl, as stated earlier, has mainly affected ex-agricultural lands (75%), whose area has been considerably reduced, also due to the abandonment of said activities which are then followed by the recovery of vegetation, with the invasion, firstly, of shrubs (class 3.2 according to IUTI) and, later, tress, until its transformation in proper forest areas (class 1 according to IUTI) (FAO, 2001), for a total net loss of about 120,000 hectares which reaches 500,000 if artificialized land is included and 600,000 if uncultivated land is. In any case, the transition which is most worrisome is that connected to land take, for many different reasons, (Romano and Zullo, 2013; Romano, 2011), including irreversibility. The analysis, therefore, focused on about 380,000 hectares of urbanized farmland that from 1990 to 2008 aimed at understanding, in greater detail, the characteristics of the same. Even for the latter, cross-referencing the IUTI and DEM data showed that most of the losses occurred in the land located at lower altitudes (88% below 400 m a.s.l.) and virtually flat (74% in land with a slope less than 5%, and 87% with a slope less than 10%), as shown in Figure 4.3 and Figure 4.4.

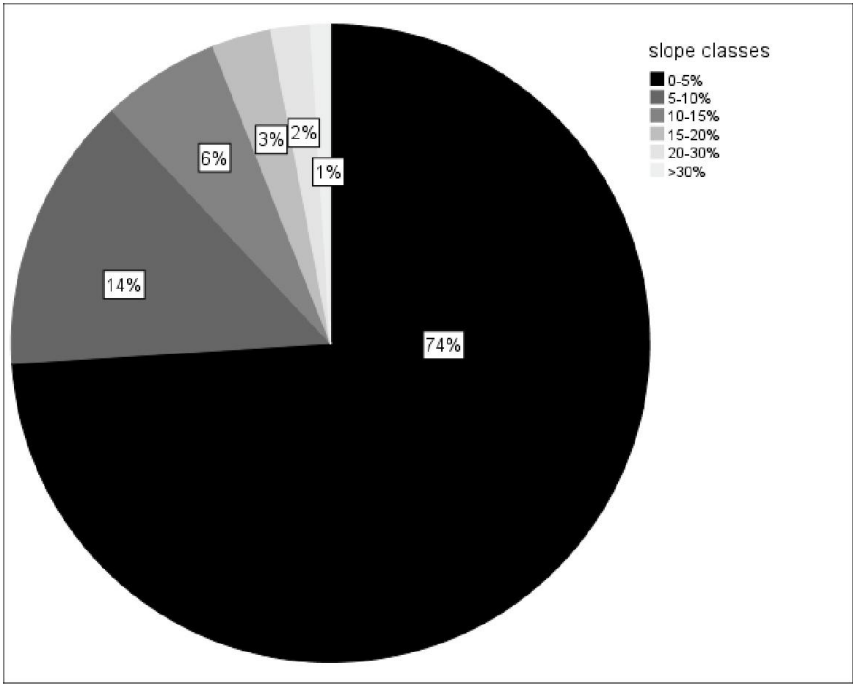


Figure 4.3- Urbanized cropland from 1990 to 2008 based on altitude.

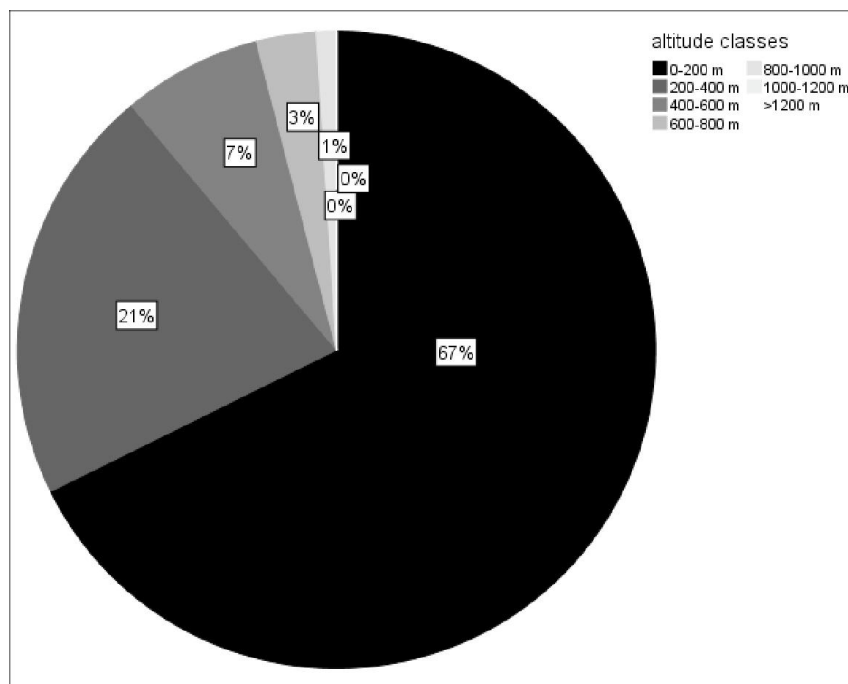


Figure 4.4 - Urbanized cropland from 1990 to 2008 based on slope.

Cross-referencing the IUTI data with the Corine land cover mapping data (1990), characterized by a more detailed definition types of farming land, has allowed for a more in-depth investigation; cross-referencing was possible due to a 70% correspondence in the land classified as farming land both by IUTI and by CLC in 1990. The graph in Figure 4.5 was obtained from this operation, from which it is shown that 65% of the time, converted farming land were used for arable, non-irrigated crops, economically less profitable and which are not affected by the phenomenon. One should not underestimate the urbanization of land characterized by complex cultivation patterns (24%) and by land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation (8%), remarkable in terms of biodiversity conservation. In a closer examination of these three types of I and (Figure 4.6; Figure 4.7), one can observe that the non-irrigated arable lands lost are located nearly only at altitudes less than 400 m (93%) and in flat areas. In fact, 87% of the time, these are areas with a slope of less than 5%. This trend is quite evident, although less

pronounced, when analyzing the results regarding land characterized by cultivation and complex cultivation patterns; it is also affected by the phenomenon of land take, mainly in lowland areas or small hills characterized by gentle slopes; as for those which were once occupied by land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation, however, despite a substantial predominance of losses in areas of low altitude and slope, the phenomenon displays a certain consistency even in hilly areas (27% between 400 and 800 m) and with slopes greater than 10% (37% between 10 and 30%).

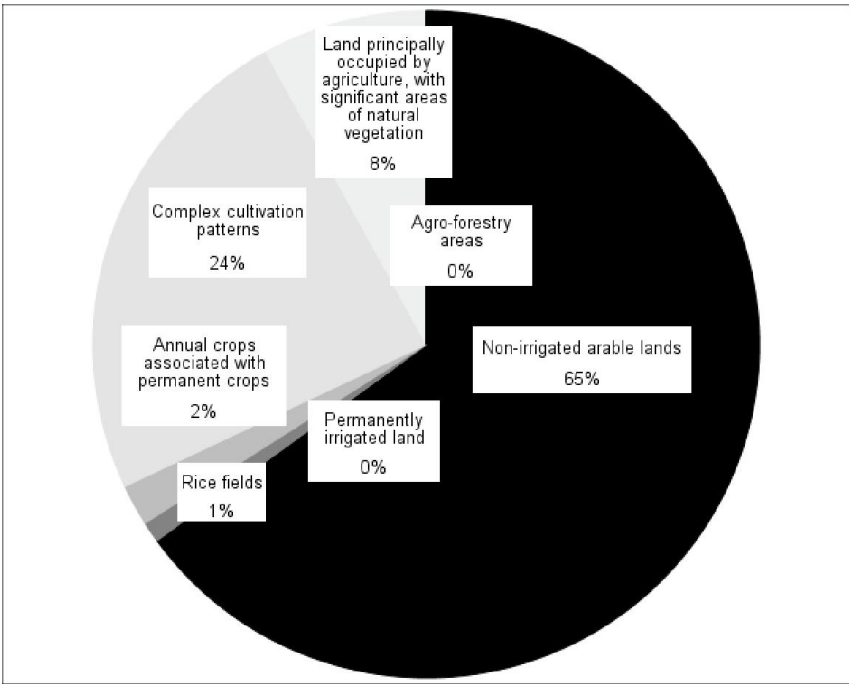


Figura 4.5 - Distribution of urbanized cropland according to the Corine land cover classes.

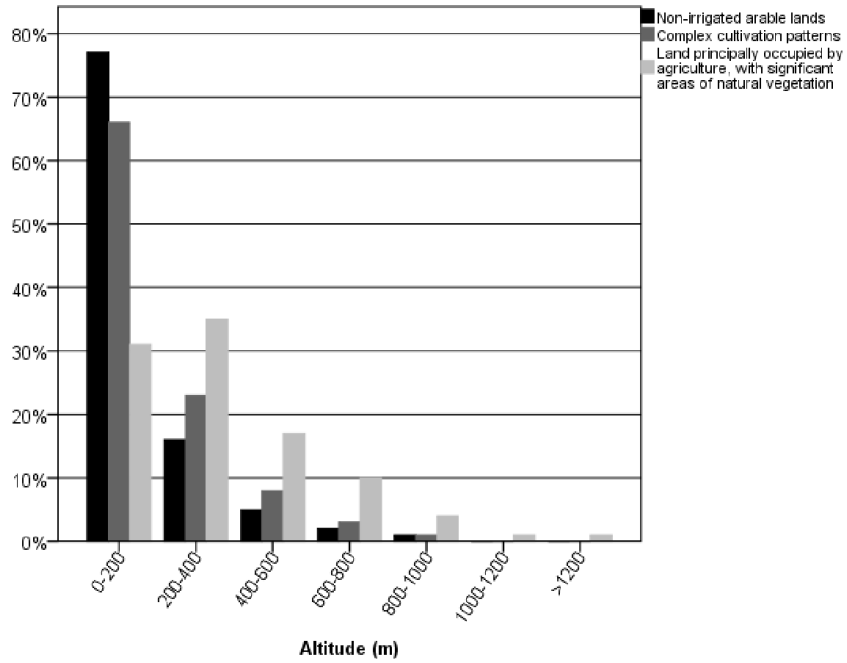


Figure 4.6 - Land take from 1990 to 2008 in Italy based on altitude, in terms of the types of cropland most affected by the phenomenon.

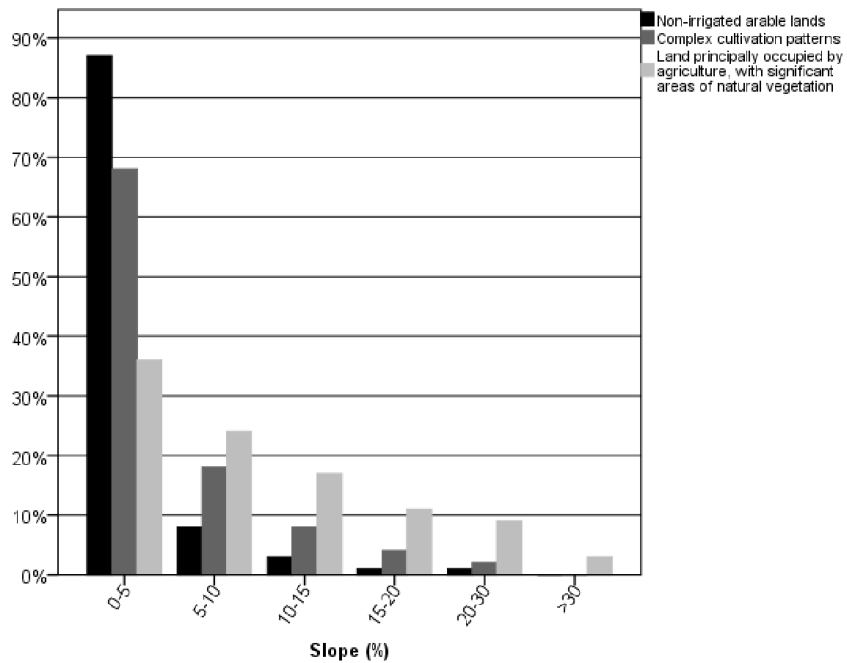


Figure 4.7 - Land take from 1990 to 2008 in Italy based on slope, in terms of the types of cropland most affected by the phenomenon

Conclusions

The data which emerges underlines how, the past 20 years, urban sprawl mainly affected the land in lowland areas and with gentle slopes, in an even more obvious way than what emerged from the data for the entire urbanized area in 2008. But their unavoidable future scarcity could drive said colonization towards land which was, at one time, not so desirable due to the real estate market. In said context, farming represents a key point, capable of recreating a balanced landscape through the conservation and the protection of areas which are not built-up and, where possible, with the recreation of ecological integrity of degraded and fragmented environments. Farming, an essential and long-lasting territorialization factor, as well as the energy basis of the life cycle, can only be central to a regenerative vision of the landscape, taking into consideration, however, the need to integrate "farming" subjects with other subject areas, starting with the ecological aspect. The productive function of the countryside must be flanked by the importance of the concept of the countryside as a producer of social cohesion, the environment, the idea of belonging, health and lifestyle. From the urban point of view, there is the problem of defining, perceiving and recognizing the food and energy areas in question, according to conceptual models which focus on those of the ecological footprint and the bioregion (Wackernagel and Rees, 2004; Iacoponi, 2011).

The challenge, therefore, is the conservation of areas that are not built-up, most importantly the peri-urban areas, initiating redevelopment and valorization of the same, in which the communities who inhabit these areas can concretely participate. The participatory aspect, in fact, is necessary in order to carry out one of the founding principles of the European Landscape Convention, as well as that of the Italian Constitution which establishes the prime importance of the landscape and of participation (articles 3 and 9) (Settis, 2010). Participation is not to be understood as a mere accessory to democracy, but as a real possibility that citizens and local

communities have, on many levels, to affect governmental decision-making within the territory, irrespective of their individual, specific interests.

One can sense the need for urban planning which will be able to guarantee the conservation of the territory, placing farming at the core of the construction of a new habitat, developing constructive mechanisms for the landscape. Managing the territory is another of the many duties carried out by the agricultural establishments, with economic and labor-related repercussions, factors which cannot be ignored in transitional periods such as that of today. The main goal is to create a new culture which, while starting with the enterprises, can stimulate interaction between businesspeople, public authorities and professionals in order to shape new ways of organizing the land which take into account the close connections between urban areas, nature and the world of farming to guarantee that the principles of sustainable development will be respected.

References

Alessa L., Chapin F.S. (2008) - Anthropogenic biomes: a key contribution to earth-system science. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10): 529-531.

De Lucia V. (2006) - *Se questa è una città. La condizione urbana nell'Italia contemporanea*. Donzelli (1° ed. Editori Riuniti, 1989), Roma.

Ellis E.C., Ramankutty N. (2008) - Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8): 439-447.

FAO (2001) - *Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report*. FAO Forestry Paper 140, Roma.

Foley J.A., Defries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A.,

Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. (2005) - Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.

Iaconi L. (2001) - *La Bioregione. Verso L'integrazione dei processi socioeconomici ecosistemici nelle comunità locali*. Edizioni ETS, Pisa.

Imhoff M.L., Bounoua L., Ricketts T., Loucks C., Harris R., Lawrence W.T. (2004) - Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature*, 429: 870-873.

Magnaghi A. (2010) - *Il progetto locale. Verso la coscienza di luogo*. Bollati Boringhieri, Torino.

Magnaghi A. (2012) - *Il territorio bene comune*. Firenze University Press, Firenze.

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012) - Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia. *Forest@*, 9(1): 170-184.

Maricchiolo C., Sambucini V., Pugliese A., Munafò M., Cecchi G., Rusco E. (2005) - La realizzazione in Italia del progetto europeo Corine Land Cover 2000. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente ed i Servizi Tecnici (APAT), Rapporti 61/2005, Roma.

McCloskey J.M., Spalding H. (1989) - A reconnaissance level inventory of the amount of wilderness remaining in the world. *Ambio*, 18: 221-27.

Meini M. (2012) - *Turismo al plurale. Una lettura integrata del territorio per un'offerta turistica sostenibile*. Franco Angeli Editore, Milano.

Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Brooks T.M., Pilgrim J.D., Konstant W.R., Da Fonseca G.A.B., Kormos C. (2003) - Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of National Academy of Sciences of the USA*, 100(18): 10309-10313.

Munafò M. (2008) - Valutazione della sostenibilità ambientale ed integrazione di dati ambientali e territoriali. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Rapporti 82/2008, Roma.

Munafò M., Salvati L., Zitti M. (2013) - Estimating soil sealing rate at national level- Italy as a case study. *Ecological Indicators*, 26: 137-140.

ONCS (2009) - Primo rapporto dell'Osservatorio Nazionale sul Consumo di Suolo. pp. 128.

Pazzagli R. (2012) - Il rapporto città-campagna tra agricoltura e paesaggio. In Magnaghi A. (2012) - Il territorio bene comune, Firenze University Press, Firenze, pp. 107-130.

Romano B., Zullo F. (2013) - Land Urbanization in Central Italy 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*, 8(4): 1-22.

Romano B., Zullo F., Cargini M., Febo D., Iezzi C., Mazzola M., Rollo P. (2011) - Gli stati e le dinamiche dei processi insediativi e infrastrutturali di trasformazione dei suoli in Italia. *Ri-Vista*, 15: 1-13.

Sanderson E.W., Jaiteh M., Levy M.A., Redford K.H., Wannebo A.V., Woolmer G. (2002) - The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52(10): 891-904.

Settis S. (2010) - Costituzione cemento. La battaglia per l'ambiente contro il degrado civile. Einaudi (Paesaggi), Torino.

Smith B.D. (2007) - The ultimate ecosystem engineers. *Science*, 315: 1797-98.

Vitousek P.M., Ehrlich P.R., Ehrlich A.H., Matson P.A. (1986) - Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience*, 36(6): 368-373.

Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. (1997) - Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325): 494-99.

Wackernagel M., Rees W.E. (2004) - L'impronta ecologica. Come ridurre l'impatto dell'uomo sulla terra. Edizioni Ambiente, Milano.

Wilkinson B.H., Brandon J., McElroy B.J. (2007) - The impact of humans on continental erosion and sedimentation. *Geological Society of America*, 119(1): 140-156.

5. Consumo di suolo e analisi dei cambiamenti del paesaggio nei Parchi Nazionali d'Italia

Marchetti M.¹, Ottaviano M.¹, Pazzagli R.¹, Sallustio L.¹

¹Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone, 86090, Pesche (Is), Italy

Articolo pubblicato: Territorio- 2013- 66: 121-131. DOI: 10.3280/TR2013-066021

Abstract

Il paesaggio italiano ha visto negli ultimi venti anni numerose modificazioni legate a differenti driving force di natura prevalentemente socio - economica, che si riflettono in una generale banalizzazione del paesaggio e in una continua espansione del tessuto urbano. L'analisi dei dati dell'Inventario dell'Uso delle Terre in Italia (IUTI), fornisce una precisa caratterizzazione delle dinamiche evolutive del paesaggio, consentendo di effettuare delle valutazioni sull'effettiva capacità dei Parchi Nazionali di salvaguardare il territorio. Dall'analisi comparativa è emerso che nonostante il dato di superficie urbanizzata nei Parchi (1%) sia attualmente molto inferiore rispetto a quello medio nazionale (7.3%), il suo tasso d'incremento relativo negli ultimi venti anni, rispetto al dato del 1990, risulta abbastanza simile (20% nei Parchi e 24% nell'intero territorio nazionale).

Keywords: *land use change, urban sprawl, National Parks.*

Introduzione

In Italia vi sono 24 Parchi Nazionali (incluso il Gennargentu – Golfo di Orosei, non operativo) che complessivamente coprono oltre un milione e mezzo di ettari, pari al 5% circa del territorio nazionale; essi rappresentano porzioni di territorio che contengono paesaggi ed ecosistemi riconosciuti di interesse nazionale e spesso internazionale, tali da giustificare l'intervento dello Stato per la loro conservazione (Figure 5.1). L'esperienza dei Parchi Nazionali fu aperta nella seconda metà del XIX secolo negli Stati Uniti e avviata in alcuni paesi dell'Europa ai primi del '900. In Italia la stagione dei Parchi si aprì con l'istituzione, nel dicembre del 1922, del Parco del Gran Paradiso in Valle d'Aosta, seguito a distanza di un mese dal Parco d'Abruzzo e, con un ritardo di una decina di anni, dal Parco del Circeo (1934) e dal Parco dello Stelvio (1935). Le motivazioni dell'istituzione di questi quattro Parchi, cosiddetti "storici" assieme a quello della Calabria, che rimarranno per più di 30 anni gli unici del Paese, sono piuttosto eterogenee: il Parco del Gran Paradiso nasceva sulla base dell'impegno portato avanti dagli ambienti scientifici e culturali piemontesi, che convinsero fin dal 1913 il Re a cedere allo Stato una storica riserva di caccia con lo scopo di preservarne i preziosi habitat, gli altri tre rispondevano a considerazioni di ordine più turistico-ricreativo, anche recuperando il modello dei grandi Parchi americani. Per i due Parchi istituiti negli anni '30 pesò inoltre l'idea del regime di celebrare anche la recente storia della patria: la conquista dei nuovi confini nazionali a seguito della vittoria nella Grande Guerra per lo Stelvio e l'operosità fascista – che bonificando l'Agro Pontino aveva messo a disposizione nuove terre per l'agricoltura, lo svago e il turismo – con il Circeo, salvando miracolosamente un lembo della Selva Sabauda, ultima estesa foresta planiziale rimasta nella penisola. Nell'età repubblicana, l'emergere delle politiche ambientali ha poi determinato un aumento e una progressiva articolazione delle aree protette, fino alla legge quadro n. 394 del 1991,

con un'evoluzione positiva del significato e degli obiettivi dei Parchi e delle Aree Protette in genere (Dogliani, 1998; Silvestri, 2004).

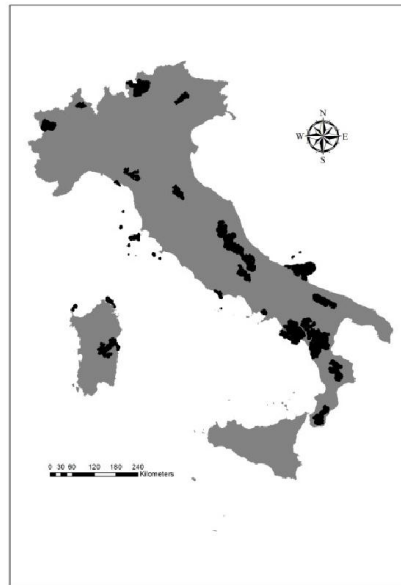


Figure 5.1 - Distribuzione dei Parchi Nazionali sul territorio.

Molteplici ed importanti funzionalità sono loro attribuite infatti, per i valori naturalistici, scientifici, culturali, estetici, educativi o ricreativi, e numerosi sono i servizi ecosistemici che essi offrono, tra cui lo stoccaggio di anidride carbonica e il mantenimento della biodiversità a diverse scale di valutazione. D'altra parte, il progresso tecnologico e la continua esigenza di nuovi spazi da parte del mercato e del modello consumista ha portato anche il nostro paese all'espansione incontrollata e spesso priva di rigore logico o funzionale del tessuto urbano, segnando il passaggio dalla "città compatta" alla "città diffusa" o "urbano diffuso", termini che esplicitano nella sintassi il fenomeno di dispersione e frammentazione territoriale in atto, riconducibili, come sono, alla non più netta distinzione tra *city* e *countryside*. Tali cambiamenti del paesaggio risultano sempre più veloci, e legati alla ricollocazione spaziale o alla modifica dei suoi elementi costitutivi, paragonabili ai tasselli di un *puzzle* (FAI e WWF, 2012). Tali modifiche possono essere di tipo reversibile (es.: un campo agricolo in abbandono, ricolonizzato da specie arbustive) o irreversibile. È

proprio sull'irreversibilità che si fonda il concetto del "consumo di suolo", la cui definizione risulta fondamentale per una corretta quantificazione. La definizione generalmente accettata è quella presente nei rapporti dell'*European Environmental Agency* e del *DG Joint Research Centre* (EEA, 2006a e 2006b), strettamente legata alla schematizzazione del triangolo delle transizioni (Figure 5.2); il triangolo, infatti, si presta in maniera ottimale a raffigurare le dinamiche dei flussi di transizione in atto tra diverse categorie d'uso del suolo (ONCS, 2009). Da ciò è intuibile il concetto di consumo di suolo sinteticamente esprimibile come "artificializzazione irreversibile del territorio".

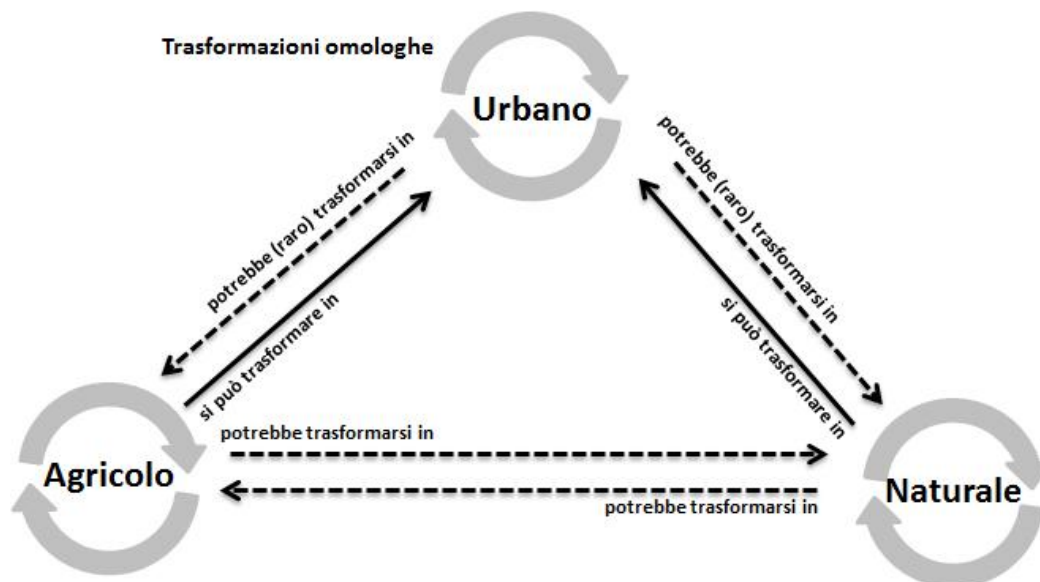


Figure 5.2 - Triangolo delle transizioni (tratta da ONCS, 2009).

Il fenomeno in questione ha ripercussioni su aspetti di diverso tipo, come chiaramente dimostrato nello studio condotto da Romano *et al.* (2011); l'impatto è riconducibile tanto ad aspetti di tipo quantitativo del consumo di suolo e territorio, quanto ad aspetti di tipo qualitativo. In entrambi i casi, risulta comunque di primaria importanza fornire dati con una attendibilità definita e accettabile della stima (Carfagna e Gallego, 2005), dando modo di utilizzare questi dati per molteplici applicazioni: dall'analisi del paesaggio, alla pianificazione ecologica del territorio, alla

definizione di politiche di programmazione agricola, alla pianificazione dello sviluppo urbanistico (DeFries e Eshleman, 2004).

La scarsità di dati omogenei, confrontabili e affetti da errori quanto più possibile contenuti e in ogni caso di valore noto, è al centro di un interessante dibattito scientifico cresciuto in Italia soprattutto nell'ultimo decennio, chiaramente espresso nei vari rapporti sul tema succedutisi in questo periodo, tra cui quello del Centro di Ricerca sui Consumi di Suolo (2010). A tal proposito basta ricordare, per esempio, le differenze di stima riguardanti l'espansione delle aree urbane tra i dati forniti dall'EEA su base Corine Land Cover anche a livello nazionale (Sambucini, 2009; Sambucini *et al.*, 2010) e quelli forniti dall'Istat sulla base delle campagne di censimento (ISTAT, 2011), da cui si evince come le differenze nelle diverse "fonti" rendano impossibili operazioni di confronto o integrazione (Romano *et al.*, 2011).

In tale contesto è dunque evidente la necessità di sviluppare sistemi di monitoraggio dei cambiamenti del suolo in atto, che massimizzino attendibilità e precisione dei dati forniti avendo allo stesso tempo caratteristiche di rapidità, praticità nell'aggiornamento e soprattutto versatilità multiobiettivo. Rispondendo a queste necessità, è stato realizzato nel 2010 un Inventario dell'Uso delle Terre in Italia (IUTI) su base campionaria, a supporto del Registro Nazionale dei Serbatoi di Carbonio Agroforestali e nell'ambito del Piano Straordinario di Telerilevamento Ambientale gestito dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Portale Cartografico Nazionale); esso si basa sull'attribuzione di una classe d'uso del suolo a circa 1,206,000 punti di campionamento, mediante interpretazione di immagini ortofotografiche relative agli anni 1990, 2000 e 2008. L'inventario ha anche il vantaggio di poter rappresentare una possibile base di riferimento per approfondimenti tematici, come avvenuto del resto nel caso dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio (De Natale, 2004; Chirici *et al.*, 2011), i cui circa 301,000 punti di campionamento di prima fase, sono esattamente sovrapponibili ai punti Iuti.

Oltre ad alcuni risultati preliminari a livello nazionale, si ritiene qui opportuno focalizzare l'attenzione sui cambiamenti in atto nel territorio dei 24 Parchi Nazionali italiani (PN). Recenti studi hanno infatti dimostrato l'efficacia dei PN in relazione ad importanti servizi ecosistemici quali la conservazione della biodiversità a tutti i livelli di scala (Capotorti *et al.*, 2012) ed il sequestro in boschi e foreste dell'anidride carbonica (Marchetti *et al.*, 2012b). È d'altronde da tempo condiviso il riconoscimento del rischio per le aree protette di diventare, invece che laboratori di buona gestione territoriale, macchie isolate all'interno di un paesaggio estremamente degradato (Marchetti *et al.*, 2005), quindi sempre maggiormente esposte agli impatti negativi da parte del territorio circostante (Shelford 1933a e b; Wright *et al.*, 1933; Leopold *et al.*, 1963; Pickett e Thompson, 1978; Newmark, 1985; Grumbine, 1990; US Gao, 1994; Shafer, 1999), nonché alle influenze indirette in termini di dinamiche di sviluppo territoriale (DeFries *et al.*, 2010; Hansen *et al.*, 2011).

Il presente contributo ha come obiettivo la quantificazione e caratterizzazione tramite Iuti, dei cambiamenti d'uso del suolo all'interno del territorio dei PN, consentendo una prima valutazione sulla loro efficacia in termini di conservazione del paesaggio.

Aspetti metodologici

I punti di sondaggio Iuti sono localizzati secondo uno schema di campionamento stratificato per tasselli (*tesselated stratified sampling*), noto anche come campionamento sistematico non allineato, che, oltre ad assicurare una distribuzione spaziale omogenea dei punti sul territorio, presenta proprietà statistiche preferibili rispetto a quelle del campionamento casuale semplice e del campionamento sistematico allineato (Barabesi e Franceschi, 2011).

Il punto di sondaggio è posizionato in modo casuale all'interno di una maglia a celle quadrate di 0.5 km di lato. Per l'intero territorio nazionale, sono quindi designati

circa 1,206,000 punti di campionamento, che permettono di stimare con buona accuratezza le variazioni nell'uso del suolo. Va ricordato, inoltre, nell'ottica dell'integrazione e approfondimento dell'analisi, che la maglia utilizzata nel campionamento IUTI è esattamente la stessa della prima fase dell'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi di Carbonio (INFC), avente però lato di 1 km; da ciò discende la perfetta coincidenza di una parte dei punti dell'Infc con quelli Iuti classificati come bosco. Il sistema di classificazione gerarchico utilizzato in Iuti ha come base le 6 categorie d'uso delle terre definite per GPG-LULUCF (*Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*) (Penman *et al.*, 2003), integrata con sottocategorie di secondo e terzo livello, per un totale di 9 classi (Table 5.1).

Table 5.1 - Sistema di classificazione delle terre secondo IUTI.

IUTI class	IUTI category level II	IUTI category level III	IUTI code
Forest land	<i>Woodland</i>		1
	<i>Wooded land temporarily unstocked</i>		
Cropland	<i>Arable land</i>		2.1
	<i>Permanent crops</i>	<i>Orchards, vineyards and nurseries</i>	2.2.1
		<i>Forest plantations</i>	2.2.2
Grassland	<i>Natural grassland and pastures</i>		3.1
	<i>Other wooded land</i>		3.2
Wetlands	-		4
Settlements	-		5
Other land	<i>Bare rock and sparsely vegetated areas</i>		6

Pur essendo un inventario dell'uso delle terre completo, va ricordata l'attenzione particolare di Iuti sulle aree agroforestali (rientranti nel Registro dei serbatoi di

carbonio); per tale ragione esso ha recepito la definizione di bosco FRA 2000 (FAO, 2001), perfettamente concorde con quella comunicata dall'Italia nell'ambito del Protocollo di Kyoto (MATTM, 2006; UNFCC, 2007). La stima, statisticamente rigorosa, delle superfici interessate dalle diverse forme di uso delle terre e la relativa ripartizione per Regioni e Province autonome, viene condotta sulla base dei risultati della fotointerpretazione, facendo riferimento alla metodologia proposta da Fattorini *et al.* (2004), ulteriormente approfondita e dettagliata in Marchetti *et al.* (2012a) e Corona *et al.* (2012).

Inoltre, grazie all'ausilio della cartografia d'uso del suolo *Corine Land Cover* (CLC) è stato possibile un ulteriore approfondimento tematico, anche se unicamente per i punti in cui si è registrato consumo di suolo dal 1990 al 2008 a carico della classe Iuti "seminativi ed altre colture erbacee": solo in questo caso, infatti, si è riscontrata una concordanza di classificazione tra i punti IUTI e CLC tale da rendere possibile l'approfondimento (pari al 62% per i punti ricadenti nei Parchi Nazionali e al 69% per l'intero territorio nazionale).

Risultati

La costruzione della matrice di transizione relativa ai punti di campionamento all'interno dei PN (Table 5.2), così come in Marchetti *et al.* (2012) per l'intero territorio nazionale, rende possibile l'analisi delle caratteristiche riguardanti i cambiamenti d'uso del suolo in questi ambiti, estremamente importanti dal punto di vista della salvaguardia della biodiversità e della conservazione della natura e del paesaggio. I PN ricoprono in Italia una superficie di oltre 1.5 milioni di ettari (MATTM, 2010) pari a ben circa il 5% della superficie nazionale, con grande importanza sul piano nazionale rispetto alla totalità delle quasi 800 aree protette, che, a titolo di esempio, proteggono ben il 34% della superficie forestale totale del paese (Maesano *et al.*, 2011).

Table 5.2 - Matrice di transizione dei cambiamenti avvenuti nell'uso delle terre nei Parchi Nazionali dal 1990 al 2008 (per il significato dei codici di uso delle terre, v. Tabella 7.1).

		2008									
1990	IUTI	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Totale
	1	726,278	1,020	394		1,141	3,467	298	299	50	732,946
	2.1	9,474	109,111	6,035	248	4,060	8,046	500	1,580		139,054
	2.2.1	1,450	1,863	41,597		248	891	25	616		46,691
	2.2.2		24		123	122	73		24		367
	3.1	11,082	7,738	769	223	197,983	27,827	249	647		246,518
	3.2	22,141	1,240	1,086	24	573	133,083	255	198	50	158,650
	4	424	50			75	974	20,106	24		21,653
	5	149	25	25		124	49	25	14,071		14,468
	6	50				125	74		74	114,118	114,440
	Totale	771,048	121,072	49,905	618	204,451	174,485	21,458	17,532	114,217	1,474,787

Da un primo confronto, si nota che a livello nazionale vi è una netta prevalenza della classe d'uso seminativi ed altre colture erbacee (circa 37.5%), mentre nei PN questa copre attualmente poco più dell'8% della superficie con 121,072 ha (Figure 5.3), evidenziando oltretutto una perdita di superfici agricole di 17,982 ha, quasi il 13% in meno rispetto al dato del 1990 (Table 5.2; Figure 5.4). Tale decremento trova una compensazione, seppur parziale, nell'aumento delle superfici dedite all'arboricoltura, che registra un saldo positivo al 2008 di circa 3,465 ha, imputabili quasi esclusivamente all'arboricoltura da frutto e vivai (3,215 ha) e per la restante all'arboricoltura da legno. Ciò nonostante il saldo negativo complessivo per le superfici agricole resta consistente (14,517 ha).

Praterie, pascoli ed incolti erbacei occupano, al 2008, una superficie pari a 204,451 ha, pari al 13,8% della superficie totale dei Parchi, in decremento anch'essi però rispetto al 1990, quando si attestavano intorno al 16.7% (246,158 ha), con un saldo negativo quindi di ben 41,707 ha transitati verso altri usi, tra cui in primis le altre terre boscate (27,827 ha) e il tessuto urbano o comunque artificializzato (11,082 ha) (Figure 5.5).

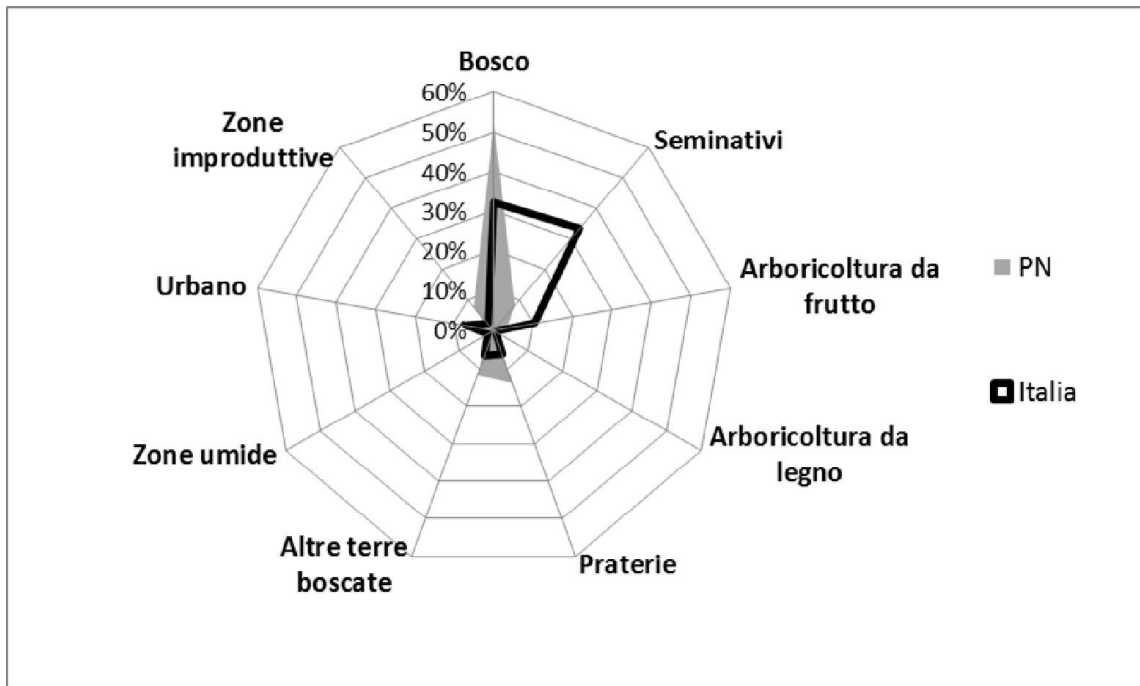


Figure 5.3 - Uso del suolo in Italia e nei Parchi Nazionali nel 2008.

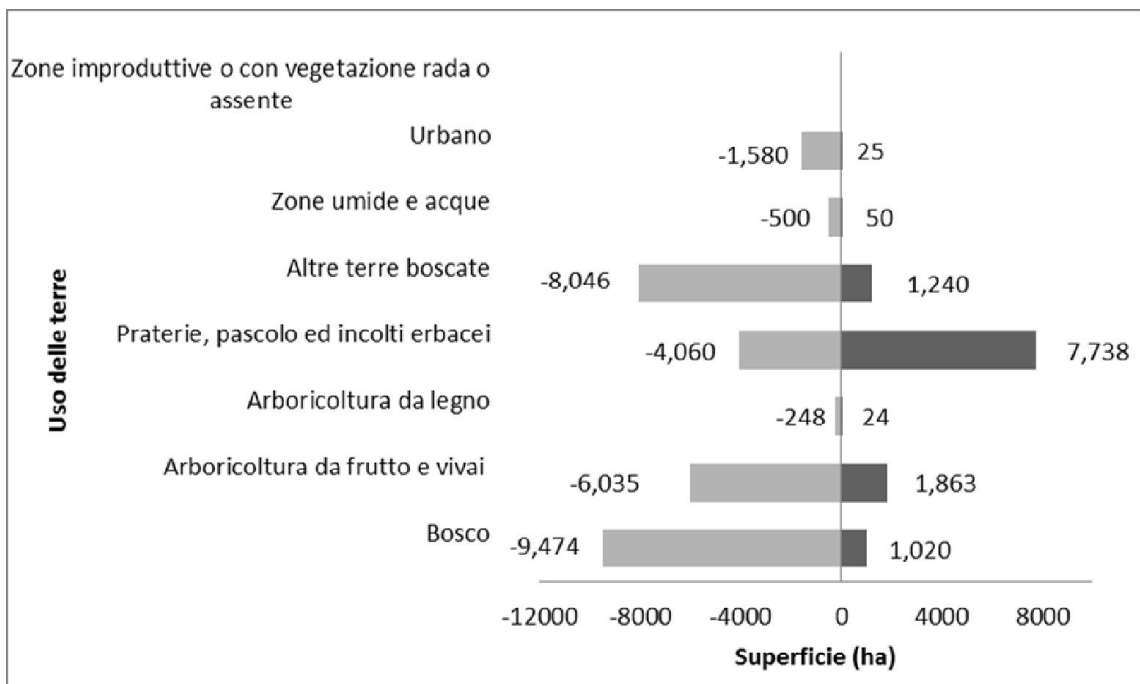


Figure 5.4 - Bilancio (espresso in termini di superficie) delle transizioni da e verso la classe "seminativi ed altre colture agrarie" nel periodo 1990-2008 nei Parchi Nazionali.



Figure 5.5 - Foto aeree del Comune di Castel San Vincenzo (IS), sito nel territorio del Parco Nazionale di Abruzzo Lazio e Molise; dalla comparazione, 1990- 2012, si può osservare come le superfici agricole ed i pascoli siano gradualmente ricolonizzati dal bosco, e dalle altre terre boscate, o dalla lenta, ma presente, espansione del tessuto urbano.

Le altre terre boscate coprono ben 174,485 ha (11.8%), rispetto al dato nazionale che si attesta intorno al 6.5% (Marchetti *et al.*, 2012a). Tali superfici risultano inoltre in espansione rispetto al dato del 1990, in virtù di un aumento di 15,835 ha circa, a scapito delle praterie, pascoli, incolti erbacei e, in misura subordinata, dei seminativi ed altre colture erbacee.

La superficie forestale è sicuramente la più rappresentata nei PN in virtù dei 771,048 ha registrati nel 2008, pari a poco più del 52% della superficie totale (Figure 5.3). Rispetto al dato del 1990 (732,946 ha), si riscontra un aumento della superficie forestale del 2.6% (Table 5.2); tale bilancio deriva dalla differenza tra la variazione positiva (44,771 ha), e quella negativa (6,668 ha). Alla luce di ciò si può affermare che dal 1990 al 2008 nei PN si è avuto un forte fenomeno di imboscamento, dovuto alla rinaturalizzazione di molti spazi rurali abbandonati, pari ad una media annua di circa 2,487 ha a fronte dei circa 370 persi per disboscamento, con un bilancio positivo di poco superiore ai 2,117 ha per anno. Osservando la Figure 5.6, si può notare come la maggior parte dei nuovi popolamenti forestali s'insedi su quelle che un tempo erano classificate come *grassland* - e in modo particolare le altre terre boscate (22,141 ha), più che sui vecchi pascoli (11,082 ha) - e in misura non trascurabile anche sui seminativi (9,474 ha). E da notare anche che il disboscamento non risulta quasi mai di tipo irreversibile, anche se circa 300 ha su cui un tempo insisteva la copertura

forestale, sono oggi occupati da insediamenti umani, mentre la maggior parte degli ex boschi sono oggi identificabili come altre terre boscate, praterie e terreni dediti all'agricoltura.

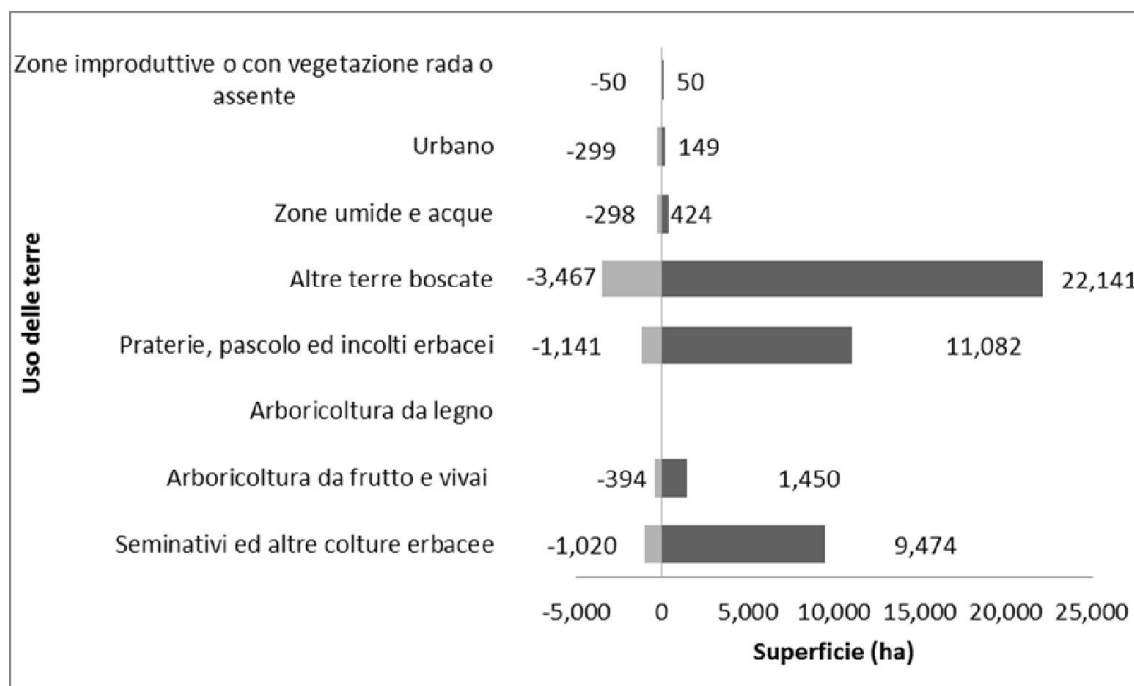


Figure 5.6 - Bilancio (espresso in termini di superficie) delle transizioni da e verso la classe "bosco" nel periodo 1990-2008 nei Parchi Nazionali.

A livello nazionale il consumo di suolo nell'ultimo ventennio si è attestato intorno a ben 496,893 ha, pari a quasi 28,000 ha l'anno. Il saldo è dato dalla differenza tra le nuove aree artificiali, segnatamente urbane (517,464 ha), e le aree recuperate dall'agricoltura o, ancor di più, da forme di ricolonizzazione (20,571 ha) avvenute presumibilmente nelle aree prossimali degli insediamenti minori e dei villaggi, in cui l'abbandono ha portato a gradi di copertura del manto vegetale (arbustivo, erbaceo e arboreo), tali da non poterle più ascrivere alla classe dell'urbano, anche se in questi casi va sottolineato che la qualità della rinaturalizzazione è molto bassa relativamente alla composizione specifica e strutturale dei sistemi vegetali ruderali, pionieri o invasivi che riescono a riprendere spazio alle superfici artificiali. L'incremento dell'estensione delle superfici urbane dal

1990 al 2008 è pari all'1.6% circa sull'intero territorio nazionale, equivalente ad un aumento relativo del 24% rispetto al 1990 (all'incirca 1,644,010 ha).

Analizzando il dato del consumo di suolo nei PN, si osserva un aumento dei suoli urbanizzati dal 1990 al 2008 pari a 3,461 ha, ovvero circa 190 ha l'anno. Ciò indica un aumento del tessuto urbano relativamente esiguo rispetto al territorio complessivo dei PN (0.2%), ma da non sottovalutare assolutamente se si considera che tale classe d'uso del suolo presenta un tasso di crescita pari quasi al 20% rispetto al dato del 1990.

Il consumo di suolo in Italia nell'ultimo ventennio è avvenuto soprattutto a carico dei seminativi (75%) e in misura assai più modesta su terreni occupati da colture arboree da frutto (Figure 5.7). L'incrocio dei dati puntuali Iuti con quelli CLC all'anno 1990 consente di avere un'idea più dettagliata della tipologia di aree agricole irreversibilmente perse a vantaggio del tessuto urbano fino al 2008. In Figure 5.8 si può osservare che nella maggior parte dei casi (circa il 65%, 174,138 ha), i terreni agricoli sacrificati alla nuova urbanizzazione sono quelli non irrigui, quindi presumibilmente occupati da colture cerealicole o comunque tendenzialmente a reddito minore, mentre è esigua la quota persa dai terreni irrigui (circa 775 ha, meno dell'1%). In subordine si trovano i sistemi colturali e particellari complessi con una riduzione di 64,200 ha circa e le colture agrarie con spazi naturali importanti con circa 21,900 ha ceduti al tessuto urbano. Dopo la fine dei sistemi agricoli tradizionali (ad esempio la mezzadria) si è persa infatti in molte aree la varietà colturale e si è affievolita l'integrazione tra colture erbacee e arboree, così come si è spezzata l'intima relazione tra agricoltura e allevamento mentre è enormemente diminuita la manutenzione del territorio (Pazzagli, 2003). La fine della coltivazione promiscua ha determinato la scomparsa del fraseggio paesaggistico e perfino gli alberi sono entrati in competizione tra loro; i primi a farne le spese sono stati gli alberi da frutto: peschi, noci, ciliegi, susini, meli, peri e numerosi altri fruttiferi non hanno avuto più diritto di cittadinanza nelle vigne, nei dintorni delle case coloniche e sugli argini dei campi. Con

essi abbiamo perduto e perdiamo, dunque anche nei PN, non solo un tratto di paesaggio, cromaticamente sensibile al succedersi delle stagioni, ma anche uno straordinario patrimonio varietale e di biodiversità al quale contribuivano anche i prati e gli incolti a pascolo. Da un lato l'abbandono delle campagne, dall'altro l'industrializzazione dell'agricoltura hanno rappresentato, seppure da sponde opposte, le vere insidie per il paesaggio agrario che era stato lungamente costruito nel tempo. All'interno dei PN, il fenomeno del consumo di suolo appare almeno più dilazionato tra le diverse classi d'uso; in Figure 5.7, infatti, si può osservare come nonostante siano ancora i terreni agricoli quelli maggiormente convertiti, essi lo sono in misura relativamente minore (45% contro il 65% a livello nazionale); in compenso cresce la frazione di territorio sottratta alle *grassland* ed in modo particolare alle praterie ed incolti erbacei – zone a maggiore naturalità (dal 5% al 19%), per un ammontare di circa 647 ha persi, tanto da essere coinvolte più delle colture arboree da frutto (616 ha) (Figure 5.9). In particolare, dalla figura 8 si evince che, a differenza di quanto osservato a livello nazionale, il consumo di suolo agricolo non riguarda quasi esclusivamente i seminativi, che comunque rimangono i più penalizzati (44%), ma investe in modo importante anche i sistemi colturali e particellari complessi (38%) che rappresentano proprio i frammenti di paesaggio a mosaico caratteristici dell'agricoltura tradizionale; oltre a ciò si può notare come la restante quota del terreno sottratto all'agricoltura vada a interessare tipologie d'uso quali le colture temporanee associate a colture permanenti e le colture agrarie con spazi naturali importanti. Soprattutto queste ultime rivestono un ruolo strategico nel mantenimento della biodiversità vegetale e animale, della varietà del paesaggio rurale e, non meno importante, del mantenimento di attività umane tradizionali, con un valore centrale dal punto di vista storico e socio-culturale, e del presidio antropico attento e costante degli ambienti rurali. La cura del territorio, insista nei sistemi agrari tradizionali e specialmente in quelli che prevedevano la presenza stabile del coltivatore sulla terra, e la difesa dell'assetto idrogeologico dei versanti sono rimasti a lungo due effetti cruciali dell'attività rurale. Con l'esodo dei contadini e dei pastori è

venuta meno, in collina come in pianura e in montagna, l'opera molecolare di controllo e manutenzione del territorio e di conseguenza le devastazioni degli incendi estivi e le alluvioni autunnali che trascinano rovinosamente la terra a valle, dando luogo a frane e smottamenti, sono diventate sempre più frequenti e distruttive (Bevilacqua, 1996; Magnaghi, 2010).

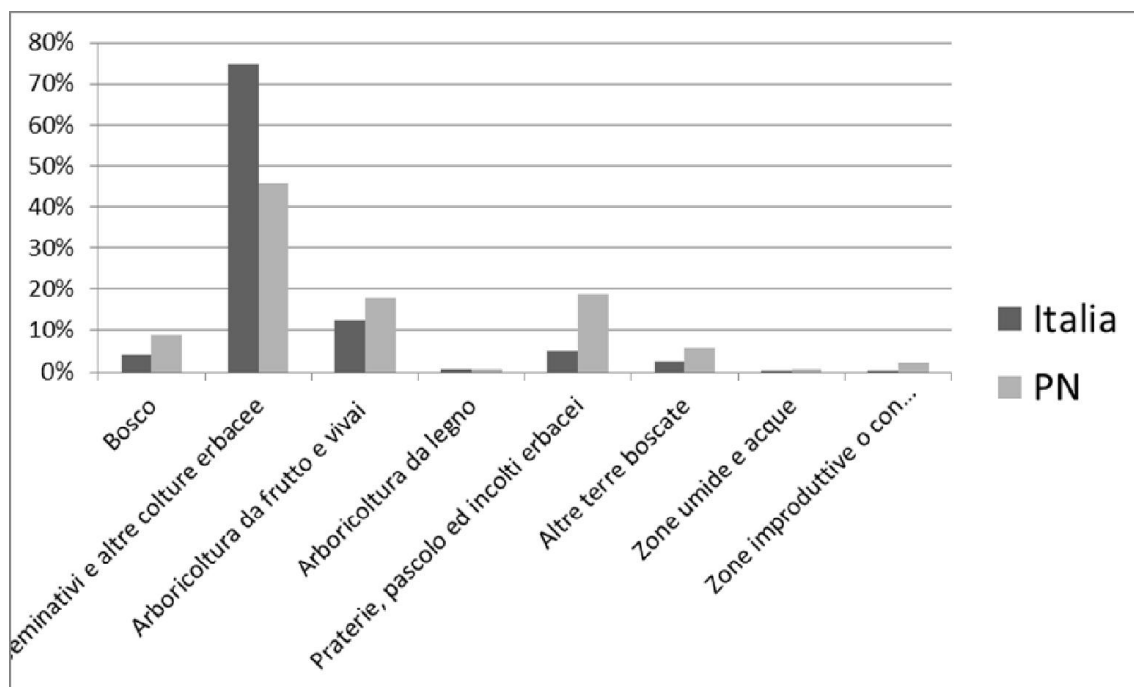


Figure 5.7 - Consumo di suolo dal 1990 al 2008 ripartito tra le diverse classi IUTI, in Italia e nei Parchi Nazionali.

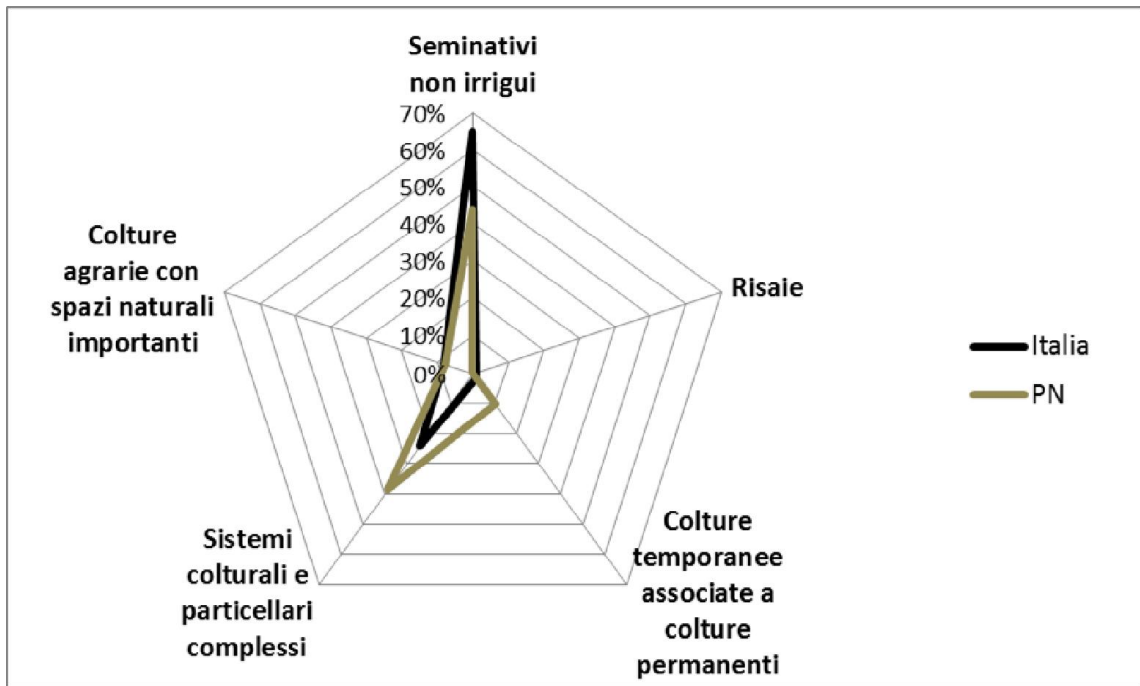


Figure 5.8 - Ripartizione del consumo di suolo a carico delle diverse classi di terreni agricoli in Italia e nei Parchi Nazionali, secondo la classificazione CLC di III livello.

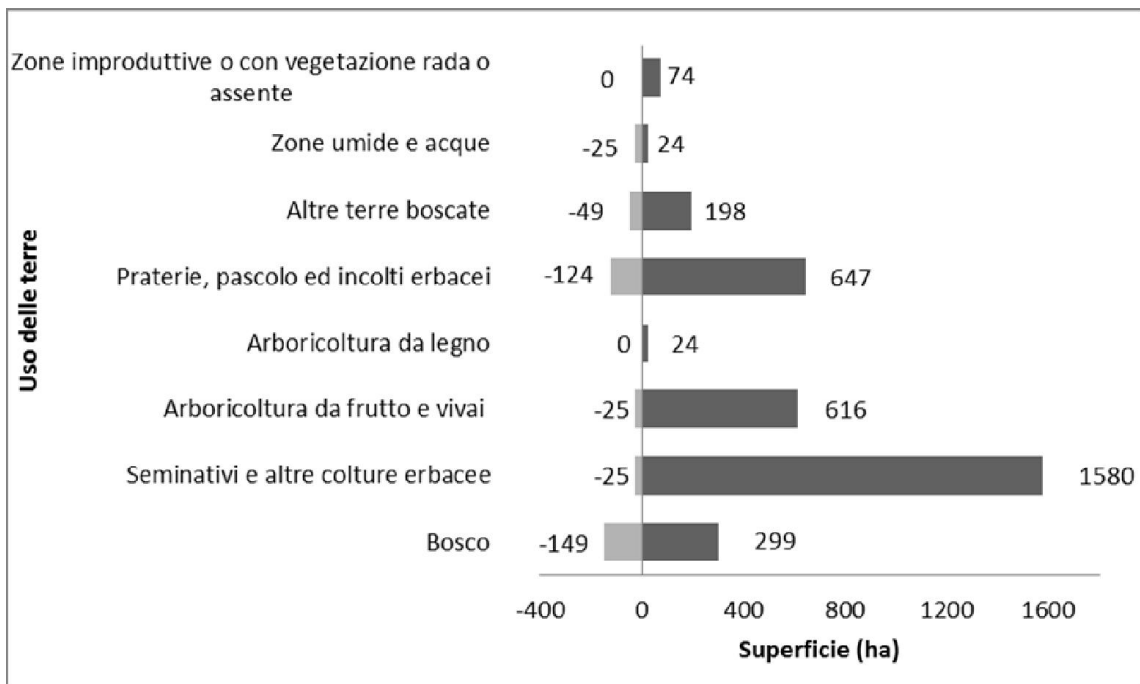


Figure 5.9 - Bilancio (espresso in termini di superficie) delle transizioni da e verso la classe "urbano" nel periodo 1990-2008 nei Parchi Nazionali.

Discussione e conclusioni

I dati presentati identificano e descrivono un fenomeno da lungo tempo percepito, ma di cui ancora troppo poco si conosce. Nell'ambito della dinamica dei flussi e dei cambiamenti d'uso, va ribadito il concetto della sostanziale irreversibilità del fenomeno del consumo di suolo, caratteristica in grado di far meglio comprendere agli addetti alla pianificazione del territorio l'importanza dei dati riscontrati. Il consumo di suolo significa in primo luogo sparizione e alterazione del paesaggio, frattura del consolidato equilibrio tra città e campagna, nuovi costi ambientali in termini di uso delle risorse naturali e di riduzione dei servizi ecosistemici, ridefinizione delle identità sociali. Dall'analisi condotta scaturisce la consapevolezza che ci troviamo in una fase critica, la quale impone che le scelte di governo del territorio siano improntate ad un carattere di cautela e ad un visione effettivamente sostenibile delle trasformazioni urbanistiche, in particolare evitando quelle irreversibili e "non essenziali" riflettendo più compiutamente sui dati del consumo di suolo e territorio, tenendo conto che non si può continuare ad aggiungere superfici artificiali ed impermeabili ma che bisogna cominciare a dare la priorità ed avere la forza di riqualificare funzionalmente l'esistente.

Sul piano scientifico, il fenomeno del consumo di suolo è accompagnato alla sempre maggiore diffusione in letteratura della pianificazione del territorio, di termini quali "urbano diffuso", "dispersione territoriale" ecc., che tracciano i caratteri di un fenomeno importante tanto dal punto di vista quantitativo, come i dati mostrano, quanto dal punto di vista qualitativo. Se da un lato si osserva in modo obiettivo la perdita di consistenza da parte soprattutto dei terreni agricoli, dall'altro va sottolineato l'ulteriore rischio che, in modo generico, può essere ricondotto al processo di frammentazione del paesaggio di cui l'*urban sprawl* è sicuramente responsabile.

Come evidenziato nel rapporto sul consumo di suolo 2012 del WWF, il rapporto tra superfici edificate (quelle cioè effettivamente coperte dal sedime degli edifici) e le

superfici urbanizzate (le pertinenze pubbliche e private e la viabilità), ha subito una drastica diminuzione col passaggio dalla "città compatta" alla "città diffusa" attestandosi, in quest'ultima, su valori intorno al 40-50% e scendendo addirittura sotto il 20% in agglomerati commerciali, industriali o direzionali in cui il continuo movimento di merci e persone richiede ingenti quantità di spazi. Proprio la diffusione ed esplosione del tessuto di raccordo tra aree urbane limitrofe nasconde in sé un fenomeno forse relativamente poco importante dal punto di vista delle dimensioni, anche perché ancora troppo poco studiato nella sua complessità (spesso il computo delle superfici asfaltate si ferma alle sole autostrade, strade statali e provinciali, ISTAT 2010), ma estremamente importante dal punto di vista ecologico- paesaggistico e dell'impermeabilizzazione del suolo (*soil sealing*). La rete viaria, infatti, aumenta il grado di frammentazione del paesaggio, soprattutto nel caso di strade con recinzioni o elementi con funzioni simili in grado di creare un elevato effetto barriera; da non trascurare, inoltre, l'usuale mancanza di accorgimenti strutturali che prendano in considerazione i corridoi ecologici, aventi un ruolo fondamentale nel mantenimento della connettività degli habitat e quindi per la conservazione di diverse specie. Da non sottovalutare è anche il pericolo di degrado ambientale legato alla diffusione di specie esotiche ad elevato potenziale invasivo, che nella maggior parte dei casi trovano proprio nei pressi della rete viaria e nelle zone perimetrali di espansione urbanistica (sempre meno nette ed identificabili), il luogo ottimale in cui proliferare; in virtù di tali considerazioni di carattere ecologico, risulta evidente come la rete infrastrutturale rappresenti di fatto una matrice inversa della rete ecologica.

E' forse non del tutto positivo constatare che al 2008 il tessuto urbano ricopre solo circa l'1% del territorio dei PN, con una distanza notevole e nettamente al di sotto del dato medio nazionale (7.3%) e dell'UE (4.3%) (Marchetti *et al.*, 2012a). Infatti, tra le molteplici ragioni plausibili, alla base della bassa urbanizzazione nei Parchi, possono essere menzionate:

- l'orografia prevalentemente montuosa, che ha reso storicamente la maggior parte dei territori attualmente ricadenti nei PN poco appetiti all'espansione di aree urbane, commerciali, industriali e della viabilità ad esse connesse;
- il regime vincolistico e la presenza di validi strumenti di pianificazione, anche se relativamente recenti in termini di tempo, che si stanno dimostrando strategici per la difesa dell'ambiente in generale e del suolo nel caso specifico. Va da sé però che non potremo continuare nello schizofrenico atteggiamento di vincolare solo alcune porzioni di territorio senza fare tesoro di buone pratiche di sostenibilità al di fuori di esse.

Il dato positivo dell'ancor scarsa urbanizzazione va peraltro analizzato criticamente alla luce dei risultati dell'analisi multitemporale, da cui emerge comunque una tendenza all'incremento delle superfici urbanizzate, pur contenuto rispetto alla superficie totale dei Parchi (0.2%), ma rilevante se paragonato al dato del 1990; l'aumento assoluto di 3,474 ha, infatti, se messo in relazione ai circa 14,000 ha di urbano presenti al 1990, configura un incremento relativo del 20%, quindi non molto distante dal 24% registrato a livello nazionale (Marchetti *et al.*, 2012a). Le attuali indagini realizzate per il presente lavoro, non consentono di stabilire se il minor grado di urbanizzazione all'interno dei PN sia effettivamente dovuto a positivi fattori di tipo pianificatorio e gestionale o semplicemente ai vincoli, alle norme di salvaguardia in carenza dei Piani di Assetto o alla scarsa appetibilità di alcuni territori dal punto di vista edilizio; tuttavia, tale conoscenza risulterebbe importante e strategica per la valutazione degli strumenti gestionali attualmente vigenti, soprattutto andando a localizzare i fenomeni di consumo di suolo all'interno dei PN. In tale prospettiva potrebbe essere funzionale l'ampliamento della ricerca sui cambiamenti d'uso del suolo anche all'intero sistema nazionale delle aree protette, dove Riserve Naturali e Siti della Rete Natura 2000 sono contraddistinte da diverse finalità ed approcci gestionali. Allo stesso modo risulta opportuno un approfondimento dell'analisi dei cambiamenti d'uso del suolo in relazione alla diversa

pressione antropica esercitata sul territorio; da un'analisi preliminare, infatti, è confermato come il dato medio di consumo di suolo nei Parchi sia in realtà abbastanza eterogeneo passando dal basso tasso di consumo in aree poco suscettibili come quella della Val Grande ad altre molto più appetibili perché vicine a contesti urbani o produttivi, come ad esempio nel caso del Parco del Circeo.

Al dato quantitativo, inoltre, occorre aggiungere quello qualitativo riguardante la tipologia di suoli persi e le attività ad essi connesse. Le analisi condotte, infatti, evidenziano la tendenza del tessuto urbano a invadere zone agricole o in evoluzione verso categorie con maggior grado di naturalità - come ad esempio le praterie - con ripercussioni negative in particolar modo sull'intera sfera eco-biologica (Romano *et al.*, 2011), senza però tralasciare l'aspetto socioculturale legato a forme di economia e saperi che rappresentano un patrimonio per la società moderna, ma che purtroppo rischiano di scomparire sotto la spinta del processo di cambiamento in atto, anche in questo caso, molto probabilmente, in maniera irreversibile.

Ai dati sul consumo di suolo occorre integrare informazioni riguardanti la qualità dei suoli consumati, misurabile in termini di "capacità d'uso", quale espressione delle potenzialità produttive in ambito agro-silvo-pastorale (IPLA, 1982). In Piemonte, ad esempio, tale analisi ha dimostrato come attualmente l'*urban sprawl* interessi in maniera indistinta soprattutto le prime classi, aventi un ruolo strategico in termini di produttività ed assolvimento di varie funzioni ecosistemiche (Fila-Mauro, 2009; Cassibba *et al.*, 2010). Nell'ottica di un'attenta gestione dello sviluppo dei territori è quindi opportuno prevedere l'integrazione negli attuali strumenti di pianificazione, di valutazioni sulla qualità dei terreni agricoli, che consenta di trovare un equilibrio virtuoso tra conservazione delle risorse e sviluppo economico e strutturale dei territori (Acutis, 2012).

Di fronte a tali fenomeni non ci dovrebbero essere il senso di impotenza e pessimismo che da un po' di tempo regnano sovrani nella società globale. Deve

esserci invece la consapevolezza della necessità di una più diffusa cultura del territorio e di una coerente azione di tutela da parte delle istituzioni pubbliche, che ad ogni livello dello Stato non possono in alcun modo rinunciare a questo compito assegnato loro dall'articolo 9 della Costituzione italiana. Si potrebbero così superare i tre paradossi dei quali – secondo Salvatore Settis - è vittima il paesaggio italiano (2009): la demografia (si è continuato a costruire case anche quando la popolazione ha smesso di crescere), la tutela (l'Italia ha da un lato una lunga tradizione storica nella legislazione per la tutela delle bellezze naturali e dei beni culturali, ma possiede anche i record negativi dell'abusivismo), la scuola (non si insegna il paesaggio – e neanche più la geografia, che è una delle risorse fondamentali e un fattore d'identità del Paese).

References

Acutis M. (2012) - Produttività dei suoli e sicurezza alimentare: conservare il suolo, nutrire il pianeta, in Terra! Conservare le superfici, tutelare la risorsa: il suolo, un bene comune, a cura di Di Simone D. e Ronchi S., Maggioli Editore, pp. 75-91.

Barabesi L., Franceschi S. (2011) - Sampling properties of spatial total estimators under tessellation stratified designs. *Environmetrics*, 22: 271-278.

Bevilacqua P. (1996) - Tra natura e storia. Ambiente, economie, risorse in Italia, Roma, Donzelli.

Capotorti G., Zavattoni L., Anzellotti I., Burrascano S., Frondoni R., Marchetti M., Marignani M., Smiraglia D., Blasi C. (2012) - Do National Parks play an active role in conserving the natural capital of Italy?. *Plant Biosystems*, 146(2): 258-265.

Carfagna E., Gallego F.J. (2005) -Using remote sensing for agricultural statistics», *International Statistical Review*, 73 (3): 389-404.

Cassibba L., Giau B., Novelli S. (2010) - Tutela e consumo di suolo agricolo in Piemonte. *Agriregionieuropa*, 22: 1-6.

Centro di Ricerca sui Consumi di Suolo (2010) - Rapporto 2010, A cura di INU, Legambiente, DIAP Politecnico di Milano, pp. 258.

Chirici G., Winter S., McRoberts R.E. (2011) - National Forest Inventories: Contributions to Forest Biodiversity Assessment, Springer. Dordrecht Heidelberg London New York, pp. 224.

Corona P., Barbati A., Tomao A., Bertani R., Valentini R., Marchetti M., Fattorini L., Perugini L. (2012) - Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy. *iForest*, 5: 204-209.

DeFries R., Eshleman K. (2004) - Land use change and hydrologic processes: A major focus for the future (invited commentary). *Hydrologic Processes Today*, 18: 2183-2186.

DeFries R., Karanth K. K., Pareeth S. (2010) - Interactions between protected areas and their surroundings in human dominated tropical landscapes. *Biological Conservation*, 143: 2870-2880.

De Natale F. (2004) - La prima fase del campionamento inventariale. procedure e risultati. Convegno "Incontro con le Amministrazioni Regionali. Obiettivi, metodologie e stato di avanzamento del progetto INFC". Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Corpo Forestale dello Stato. INFC – Risultati della prima fase di campionamento. Roma, Palazzo Rospigliosi, 9 novembre 2004. URL: http://www.isafa.it/scientifica/pubblicazioni/pu_inf/inf/Present.html#FLO

Dogliani P. (1998) - Territorio e identità nazionale: parchi naturali e parchi storici nelle regioni d'Europa e del Nord America. *Memoria e ricerca*, 1998: 7-38.

EEA (2006a) - Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. EEA Report n. 10.

EEA (2006b) - Land accounts for Europe 1990-2000. Towards integrated land and ecosystem accounting. EEA Report n. 11.

FAI e WWF (2012) - Terra rubata. Viaggio nell'Italia che scompare, in Le analisi e le proposte di FAI e WWF sul consumo del suolo, pp. 68.

http://www.fondoambiente.it/upload/oggetti/ConsumoSuolo_Dossier_finale-1.pdf

FAO (2001) - Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report. FAO Forestry Paper 140, Rome.

Fattorini L., Marcheselli M., Pisani C. (2004) - Two-phase estimation of coverages with second-phase corrections. *Environmetrics*, 15: 357-368.

Fila-Mauro E. (2009) - I campi fotovoltaici in relazione al consumo di suolo e agli aspetti paesaggistici, relazione al convegno "Uniamo le energie", Regione Piemonte, Torino 7-11 ottobre 2009.

Grumbine E. (1990) - Protecting biological diversity through the greater ecosystem concept, *Natural Areas Journal*, 10: 114-120.

Hansen A.J., Davis C.R., Piekielek N., Gross J., Theobald D., Goetz S., Melton F., DeFries R. (2011) - Delineating the ecosystems containing protected areas for monitoring and management. *BioScience*, 61: 363-373.

IPLA (1982) - Capacità d'uso dei suoli in Piemonte ai fini agricoli e forestali con carta scala 1:250.000. Torino

ISTAT (2011) - 15° Censimento della popolazione e delle abitazioni 2011. URL: <http://censimentopopolazione.istat.it/>

ISTAT (2010) - Rete stradale per tipo di strada - Anni 1938-2010 (valori in chilometri). URL:

http://seriestoriche.istat.it/fileadmin/allegati/Trasporti/tavole/Tavola_17.4.xls

Leopold A.S., Cain S. A., Cottam C. M., Gabrielson I.N., Kimball T.L. (1963) - Wildlife management in the national parks: advisory board on wildlife management appointed by Secretary of the Interior. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference, 28: 29-44.

Maesano M., Giongo Alves M.V., Ottaviano M., Marchetti M. (2011) - Prima analisi a livello nazionale per l'identificazione delle High Conservation Value Forests (HCVFs). Forest@, 8: 22-34

Magnaghi A. (2010) - Il progetto locale: verso la coscienza di luogo, Bollati Boringhieri, Torino.

Marchetti M., Cullotta S., Di Marzio P. (2005) - I sistemi di aree protette in Italia e il loro contributo alla conservazione forestale. L'Italia Forestale e Montana, 4: 559-582.

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012°) - Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia. Forest@, 9 (1): 170-184.

Marchetti M., Sallustio L., Ottaviano M., Barbati A., Corona P., Tognetti R., Zavattoni L., Capotorti C. (2012b) - Carbon sequestration by forests in the National Parks of Italy. Plant Biosystem, 146(4): 1001-1011.

MATTM (2006) - Report on the determination of Italy's assigned amount under Article 7, paragraph 4, of the Kyoto Protocol. URL:

http://unfccc.int/files/national_reports/initial_reports_under_the_kyoto_protocol/application/pdf/aa-report-notificato.pdf

MATTM (2010) - Elenco Ufficiale delle Aree Protette 2010. URL:

http://www.minambiente.it/export/sites/default/archivio/normativa/dm_27_04_2010.pdf

Newmark W.D. (1985) - Legal and biotic boundaries of western North American national parks: a problem of congruence. *Biological Conservation*, 33: 197-208.

ONCS (2009) - Primo rapporto dell'Osservatorio Nazionale sul Consumo di Suolo. URL: <http://www.consumosuolo.org/Images/Pubblicazioni/rap09.pdf>

Pazzagli R. (2003) - Agricoltura e fine della mezzadria: tracce per leggere lo sviluppo locale. in *Società locale e sviluppo locale nell'Italia del dopoguerra*, a cura di S. Neri Serneri e L. Rocchi, Roma, Carocci, pp. 81-103.

Penman J., Gytarsky M., Hiraushi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (2003) - Good practice guidance for land use, land use change and forestry. Chapter 3: Annex 3A.1 biomass default tables for section 3.2 forest land good practice guidance for land use, land-use change and forestry, in *The Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC and the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Hayama, Kanagawa, Japan, pp. 21.

Pickett S.T.A., Thompson J.N. (1978) - Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 13: 27-37.

Romano B., Zullo F., Cargini M., Febo D., Iezzi C., Mazzola M., Rollo P. (2011) - Gli stati e le dinamiche dei processi insediativi e infrastrutturali di trasformazione dei suoli in Italia. *Ri-Vista, ricerche per la progettazione del paesaggio*, pp. 13.

Sambucini V. (2009) - Il progetto CORINE Land Cover e la sua evoluzione nell'ambito GMES/INSPIRE, in *CISIS, L'uso del suolo delle regioni: confronto nazionale e con esperienze europee*, Roma, 10 Novembre 2009.

Sambucini V., Marinosci I., Bonora N., Chirici G., Corona P., Bologna S., Morgante L., Oradini O., Bagnoli M., Papini F., Marchetti M. (2010) - La realizzazione in Italia del progetto Corine Land Cover 2006: uno strumento di monitoraggio delle dinamiche di uso e copertura del suolo. In: Atti 14° Conferenza Nazionale ASITA, 9-12 Novembre 2010, Bari. vol. I, p. 161-166, ISBN: 978-88-903132-2-6

Settis S. (2009) - Paesaggio, Costituzione, cemento. La battaglia per l'ambiente contro il degrado civile, Torino, Einaudi, 2010.

Shafer C.L. (1999) - US national park buffer zones: historical, scientific, social, and legal aspects. *Environmental Management*, 23: 49-73.

Shelford V.E. (1933a) - Nature sanctuaries- a means of saving natural biotic communities. *Science*, 77: 281-282.

Shelford V.E. (1933b) - The preservation of natural biotic communities. *Ecology*, 14: 240-245.

Silvestri F. (2004) - Una breve storia della conservazione del paesaggio in Italia (con particolare attenzione ai parchi naturali). *Storia e futuro*, 4. URL: <http://www.storiaefuturo.com/pdf/26.pdf>

US Gao (1994) - National Park Service: activities outside park borders have caused damage to resources and will likely cause more. Report n. GAO/RCED-94-59, Washington, D.C., USA.

UNFCCC (2007) - Report of the review of the initial report of Italy. Roma 4-9 giugno 2007. URL: <http://unfccc.int/resource/docs/2007/irr/ita.pdf>.

Wright G.M., Dixon J.S., Thompson B.H. (1933) - Fauna of the national parks: A preliminary survey of faunal relations in national parks. *Fauna series*, 1, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., USA.

6. La montagna italiana tra cambiamenti sociali ed ecologici: l'evoluzione recente dell'uso del suolo

Sallustio L.¹ Tognetti R.¹, Lasserre B.¹, Palombo C., Marchetti M.*

¹Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone, 86090, Pesche (Is), Italy

Articolo sottomesso a L'Italia Forestale e Montana

Abstract

Mountain areas have historically been managed in a more sustainable way with respect to others, avoiding the risk of degradation. Land use changes in these contexts are the result of land use intensification in lowland, at the base of the management conflict leading to the marginalization and exclusion of mountain areas from productive processes and active management policies, undermining the sustainability of medium and long term spatial planning. In addition to the implications that these changes have on landscape, it is very important to assess their ecological impact and consequences on ecosystem services provision.

The aim of this study is to analyze land use changes in mountain areas of the peninsula from 1990 to 2008. The analysis has been carried out using the transition matrices derived from the Italian Land Use Inventory (IUTI). Moreover, the comparison between two different definitions of mountain (statistical and juridical) and the land use changes occurred during the same time-span in the whole Italian territory and within the National Parks, highlighted the need of a clear and unambiguous definition of mountain. This turned out to be an essential need even for future policies and management strategies, such as those related to the oncoming Common Agricultural Policy.

Keywords: *rewilding, paesaggio culturale, land sharing, land sparing, LULCC*

Introduzione

In Europa, i paesaggi dell'Olocene pre-neolitico erano dominati da antiche foreste, arbusteti e praterie, una natura piuttosto selvaggia, gestita dal pascolo di grandi erbivori e dal fuoco (Svenning, 2002; Vera, 2000; Vera, 2009). Successivamente, ma molto prima della comparsa della moderna agricoltura, gran parte dei terreni potenzialmente utilizzabili a scopi agricoli è stata completamente deforestata dalle popolazioni locali, per questo l'Europa è oggi il continente con la copertura forestale meno originaria (Kaplan *et al.*, 2009; Navarro e Pereira, 2012). Per secoli molte aree collinari e di montagna sono state oggetto di deforestazione, con lo scopo di creare spazio per l'agricoltura e soprattutto per il pascolo. Solo dove era possibile ottenere prodotti legnosi e non legnosi, e dove era necessario prevenire l'erosione del suolo o le valanghe, la copertura forestale è stata mantenuta e gestita (Führer, 2000; Sitzia *et al.*, 2010).

Nonostante le avverse condizioni ambientali, la presenza dell'uomo sulle montagne del Mediterraneo ha una lunga storia: l'uso delle risorse naturali attraverso attività agrosilvopastorali estensive ha rappresentato il fattore chiave che ha modellato la composizione, la struttura e il funzionamento del paesaggio (De Aranzabal *et al.*, 2008; Van Eetvelde e Antrop, 2004; Vicente-Serrano *et al.*, 2004), creando il cosiddetto "paesaggio culturale" (Antrop, 2005; Naveh e Lieberman, 1994). Il paesaggio culturale all'interno del Bacino del Mediterraneo è il risultato di millenni d'integrazione tra uso del suolo e processi naturali (Agnoletti, 2010; Mazzoleni *et al.*, 2004). A causa della persistenza dell'attività antropica sull'eterogeneità del paesaggio naturale originale, gli effetti diretti e indiretti dei cambiamenti di uso e copertura del suolo (LULCC) sono particolarmente importanti, così come l'intenso cambiamento

delle caratteristiche funzionali e strutturali per la maggior parte delle foreste (Marchetti *et al.*, 2010).

Durante l'ultimo secolo, gli ecosistemi montani Europei hanno sofferto non solo il riscaldamento globale, ma anche grandi cambiamenti demografici ed economici (Dirnböck *et al.*, 2003). Beniston (2003) suggerisce che, mentre le cause dei cambiamenti ambientali e climatici sono numerose e complesse, il crescente stress imposto dall'interferenza dell'uomo sugli ecosistemi naturali è strettamente collegato a due fattori principali: crescita economica e demografica.

Infatti, i processi d'industrializzazione che hanno coinvolto l'Europa nel corso dei secoli XIX e XX hanno innescato profondi cambiamenti socioeconomici, tra cui l'esodo rurale e il declino di pratiche tradizionali come l'agricoltura, la pastorizia e l'utilizzo delle risorse forestali. Tali cambiamenti hanno coinvolto principalmente le aree marginali di montagna, dove le modificazioni della copertura del suolo, la cessazione del pascolo e il passaggio dall'utilizzo delle risorse forestali ad altri materiali da costruzione o tipo di carburante, hanno trasformato profondamente il paesaggio (Boden *et al.*, 2010). Nelle zone montane d'Europa, l'esodo rurale segue un ipotetico "circolo del declino" in cui una densità bassa di popolazione limita la creazione di business, provocando una riduzione delle opportunità di lavoro e un aumento dell'emigrazione che, a loro volta, accentuano la riduzione della densità di popolazione (Navarro e Pereira, 2012). L'abbandono delle terre è quindi strettamente connesso alla globalizzazione dell'agricoltura e ai relativi processi demografici; il graduale abbandono ha coinvolto in particolare le piccole aziende tradizionali, le quali sono meno importanti dal punto di vista economico e produttivo ma cruciali nel momento in cui viene coinvolto il paesaggio (Agnoletti, 2014).

Comprendere i processi che regolano i LULCC negli ecosistemi di montagna risulta, quindi, di fondamentale importanza, essendo questi anche responsabili di una grande varietà di conseguenze ecologiche e culturali (Gellrich *et al.*, 2007). Dal punto

di vista ecologico, infatti, è stato ampiamente dimostrato che i cambiamenti climatici e di uso del suolo rappresentano i fattori principali che influenzano l'evoluzione degli ecosistemi montani, in particolare ad alta quota (Körner e Paulsen, 2004, Resco de Dios *et al.*, 2007; Gehrig-Fasel *et al.*, 2007; Chauchard *et al.*, 2007; Améztegui *et al.*, 2010; Ruiz-Labourdette *et al.*, 2012). Laddove l'azione antropica ha alterato fortemente il paesaggio, il recente abbandono delle aree montane e marginali rappresenta il fattore chiave che comporta modificazioni sia a livello di paesaggio che di comunità vegetali. Uno degli effetti più immediati è l'espansione di arbusteti e boschi, come è stato già osservato negli ecosistemi montani del Mediterraneo (Brachetti *et al.*, 2012; Palombo *et al.*, 2013).

La diminuzione dell'intensità delle utilizzazioni, incluso l'abbandono come ultima scelta, è, a scala locale, spiegata da una combinazione di fattori socio-ecologici (MacDonald *et al.*, 2000; Rey Benayas *et al.*, 2007) quali la bassa produttività e l'invecchiamento della popolazione. Questi fattori interagiscono tra loro e con le dinamiche ecologiche di successione, creando un continuo feedback, che accresce l'irreversibilità dell'abbandono dei pascoli in aree marginali (Navarro e Pereira, 2012; Figueiredo e Pereira, 2011; Gellrich *et al.*, 2007).

In un contesto fortemente dinamico, ma anche fragile e peculiare da un punto di vista ecologico quale quello montano, risulta sempre maggiore la necessità di implementare strumenti di monitoraggio in grado di fornire un supporto puntuale e scientificamente valido alle Istituzioni che a scale diverse e con diversi strumenti si occupano di pianificazione e politica territoriale.

Lo scopo del presente lavoro è di analizzare i LULCC occorsi nei territori montani della Penisola nell'arco temporale 1990 - 2008, utilizzando i dati dell'Inventario dell'Uso delle Terre in Italia (IUTI), opportunamente aggregati in funzione dello scopo del lavoro. Un ruolo fondamentale è, infatti, legato all'ambito territoriale di analisi, che, in questo caso, è connesso alla definizione di montagna.

Nonostante la Costituzione italiana sia una delle poche a fare riferimento esplicito alla montagna (art. 44), prevedendo la possibilità da parte del Parlamento di emanare leggi speciali in suo favore, la sua definizione, già presente nella legge 991/1953, è andata notevolmente modificandosi nel tempo in risposta a tutta una serie di vicissitudini, in primis di tipo socio-economico, legate alle politiche nazionali e comunitarie. Tali esigenze hanno portato alla creazione di diverse definizioni di montagna in relazione al contesto d'analisi e alle finalità (economiche, amministrative, giuridiche, statistiche ecc.). Tale variabilità è di notevole importanza se si pensa che al dicembre 1971 il territorio montano risultava costituito da circa 5,3 milioni di ha , mentre al dicembre 2004 si è giunti a 16,3 milioni, quindi circa il 54% della superficie nazionale (De Vecchis G., 1996). A titolo esemplificativo, allo scopo di cogliere l'importanza di una definizione largamente condivisa e comprensiva delle varie dimensioni facenti riferimento ai contesti montani, sono state messe a confronto le analisi delle dinamiche dei LULCC dal 1990 al 2008 condotte sulla base di due diverse definizioni di montagna: giuridica e statistica.

Materiali e Metodi

L'analisi dei LULCC è stata condotta utilizzando i dati dall'Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia (IUTI), promosso dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare a supporto del Registro Nazionale dei serbatoi di carbonio agroforestali e nell'ambito del Piano straordinario di telerilevamento ambientale. Il sistema di classificazione gerarchico utilizzato in IUTI ha come base le 6 categorie d'uso delle terre definite per GPG- LULUCF (*Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*), integrata con sottocategorie di secondo e terzo livello, per un totale di 9 classi (Table 6.1). Per la descrizione dettagliata della classificazione e degli aspetti metodologici di IUTI, si rimanda a Marchetti *et al.* (2012) e Corona *et al.* (2012).

Le analisi dei LULCC sono state condotte aggregando i punti IUTI in funzione della loro appartenenza a una delle due tra le possibili diverse definizioni di montagna:

a) "legale" (ML): si considerano montani i territori rientranti all'interno delle 218 Comunità Montane (CM), così come definite dalle singole Regioni ai sensi della legge n. 142/1990 e successivo Dlgs 267/2000. Per l'ambito territoriale delle CM si è fatto riferimento all'atlante di geografia statistica e amministrativa (ISTAT 2009);

b) "statistica" (MS): si considerano montani i territori che rientrano all'interno dei parametri altimetrici definiti dall'ISTAT (http://www3.istat.it/cgi-bin/glossario/voce.pl?Zonaal_2). A tal fine i punti IUTI sono stati riclassificati sulla base del DEM nazionale con risoluzione spaziale di 75 m.

Un ulteriore approfondimento dell'analisi è stato possibile osservando il grado di sovrapposizione tra la geografia della montagna e quella dei Parchi Nazionali (PN), riconducibili ad una gestione del territorio prevalentemente mirata ad aspetti di tipo conservazionistico. È, infatti, significativo ricordare che la geografia delle aree protette (AP) del nostro paese è tipicamente montana e forestale così come è importante notare che la stessa geografia, negli anni precedenti il boom economico di fine secolo XX, era una geografia della fame e della miseria.

Table 6.1 - Sistema di classificazione delle terre secondo IUTI.

IUTI class	IUTI category level II	IUTI category level III	IUTI code
Forest land	<i>Woodland</i>		1
	<i>Wooded land temporarily unstocked</i>		
Cropland	<i>Arable land</i>		2.1
	<i>Permanent crops</i>	<i>Orchards, vineyards and nurseries</i>	2.2.1
		<i>Forest plantations</i>	2.2.2
Grassland	<i>Natural grassland and pastures</i>		3.1
	<i>Other wooded land</i>		3.2
Wetlands	-		4
Settlements	-		5
Other land	<i>Bare rock and sparsely vegetated areas</i>		6

Risultati

I risultati dell'analisi condotta sui punti IUTI hanno evidenziato che a seconda della definizione adottata, la superficie ascrivibile a territori montani risulta assai diversa. La ML si estende su circa 17,726,500 ha, mentre adottando il criterio altimetrico tale superficie scende a circa 8,385,295 ha (rispettivamente il 58.8% e 27.8% della superficie nazionale) (Table 6.2;

Table 6.3). Il 14.5% della superficie della MS ricade all'interno dell'Elenco Ufficiale delle Aree Protette (EUAP - ai sensi della Legge Quadro 394/1991) il 24% se si considera la ML. Relativamente ai soli PN, circa il 71.4% della loro superficie è classificabile come montana (sensu ISTAT) e ben il 93.2% prendendo in considerazione la ML.

In entrambe le accezioni di montagna, appare evidente la sempre più forte connotazione forestale di questi ambienti, con una superficie boscata che al 2008 per la MS è pari al 59.8% e, al 49% considerando la ML (Figure 6.1). Tali valori risultano ben al di sopra della media nazionale (32%, Marchetti *et al.*; 2012), ma in linea col dato relativo ai PN (52.3%, Marchetti *et al.* 2013). È inoltre possibile osservare come anche le altre classi d'uso del suolo siano ripartite in maniera molto simile per i PN e la MS, con una bassa incidenza dei seminativi e delle aree urbane a fronte della maggior presenza di prati e pascoli e zone improduttive. I seminativi rappresentano la seconda classe d'uso del suolo nella MS; essi ricoprono una superficie relativa inferiore rispetto sia ai prati e pascoli che alle altre terre boscate nella MS. Addirittura il loro contributo, relativo in quest'ultimo caso, risulta di poco maggiore rispetto a quello delle zone improduttive.

Table 6.2 - Matrice di transizione dei cambiamenti avvenuti nell'uso delle terre nella montagna legale dal 1990 al 2008 (valori in ettari).

		2008									
1990	IUTI	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Totale
	1	7,576,950	21,000	7,575	175	10,225	28,175	5,825	12,900	700	7,663,525
	2.1	130,000	3,360,100	196,375	12,700	59,025	89,150	4,000	92,150	100	3,943,600
	2.2.1	20,750	61,175	791,050	50	4,100	9,450	125	18,450	0	905,150
	2.2.2	475	3,125	250	6,900	375	450	50	500	0	12,125
	3.1	110,650	30,475	9,050	1,550	1,164,950	200,000	2,575	8,500	250	1,528,000
	3.2	198,150	35,850	9,775	375	6,600	1,173,350	3,725	6,550	375	1,434,750
	4	7,850	625	175	25	975	6,550	169,800	300	25	186,325
	5	2,825	1,200	250	50	2,100	1,750	500	439,375	25	448,075
	6	675	75	25	0	2,000	700	675	250	600,550	604,950
	Totale	8,048,325	3,513,625	1,014,525	21,825	1,250,350	1,509,575	187,275	578,975	602,025	16,726,500

Table 6.3 - Matrice di transizione dei cambiamenti avvenuti nell'uso delle terre nella montagna statistica dal 1990 al 2008 (valori in ettari).

		2008									
1990	IUTI	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Totale
	1	4,789,406	5,898	975		6,472	11,046	1,174	4,248	875	4,820,093
	2.1	47,709	747,935	18,498	1,625	17,770	23,771	100	14,544	25	871,976
	2.2.1	2,300	2,274	38,140		375	675		650		44,413
	2.2.2	50	125		625	25	25				850
	3.1	78,772	10,022	1,400	925	1,103,082	122,726	400	2,749	200	1,320,275
	3.2	90,949	5,699	1,225	50	2,999	495,505	800	1,150	275	598,651
	4	1,050	75			275	525	23,184	50	25	25,183
	5	750	175	25		575	325	75	89,737	25	91,686
	6	575				1,998	525	75	50	608,246	611,468
	Totale	5,011,559	772,202	60,263	3,224	1,133,571	655,122	25,807	113,177	609,670	8,385,295

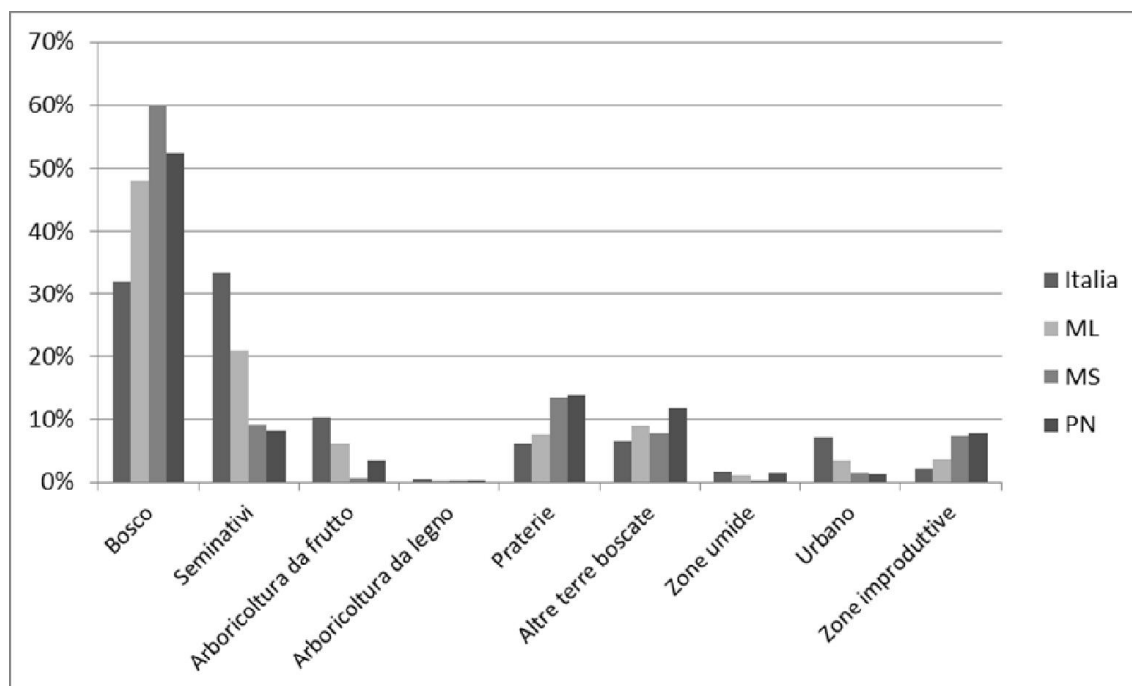


Figure 6.1 - Ripartizione dell'uso del suolo al 2008 sul territorio nazionale, della montagna legale (ML), della montagna statistica (MS) e dei Parchi Nazionali (PN).

I LULCC osservati dal 1990 al 2008 per entrambe le definizioni di montagna considerate, sono in linea con i trend di variazione nazionali e quelli osservati nei PN, seppur con alcune distinzioni di tipo quantitativo (Table 6.4). Le dinamiche più evidenti sono quelle che interessano a) l'espansione della superficie forestale, più

accentuata nella MS nonostante il dato di copertura relativo risultasse più alto già nel 1990; b) la riduzione dei seminativi (soprattutto nella ML) e dei prati e pascoli (soprattutto nella MS); c) l'incremento della superficie urbana, con valori molto simili a quello dei nuovi impianti di arboricoltura da frutto. Analogamente a quanto analizzato per la ripartizione in usi del suolo al 2008, la MS presenta trend di variazione molto simili a quelli dei PN, mentre quelli nella ML risultano maggiormente in linea con i valori riscontrati a livello nazionale.

Analizzando le matrici di transizione (Pontius *et al.*, 2004) (Table 6.2; Table 6.3) è possibile caratterizzare i flussi di LULCC da una classe verso le altre. In particolare, osservando le classi più rappresentative, è possibile notare che l'espansione del bosco, seppur sempre prevalentemente a carico delle altre terre boscate, nel caso della MS si concentra maggiormente su prati e pascoli (78,772 ha) che su terreni seminativi (47,709 ha), mentre un andamento opposto è riscontrabile nella ML (110,650 e 130,000 ha rispettivamente). Per quanto riguarda la riduzione dei terreni seminativi, le matrici evidenziano come essa avvenga maggiormente a causa di processi di ricolonizzazione nella MS (47,709 ha), e di creazione di impianti di arboricoltura da frutto e vivai nella ML (196,375 ha).

Il consumo di suolo, inteso come aumento della superficie urbanizzata, seppur di modesta entità soprattutto nella MS, interessa principalmente i terreni a seminativo, senza però sottovalutare un certo impatto anche sulle superfici forestali.

Table 6.4 - Cambiamenti d'uso del suolo dal 1990 al 2008 riscontrati nell'intero territorio nazionale, nella montagna legale (ML), nella montagna statistica (MS) e nei Parchi Nazionali (PN).

	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6
Italia	1.7%	-4.2%	1.4%	0.0%	-1.1%	0.4%	0.0%	1.6%	0.0%
ML	2.3%	-2.6%	0.7%	0.1%	-1.7%	0.4%	0.0%	0.8%	0.0%
MS	2.3%	-1.2%	0.2%	0.0%	-2.2%	0.7%	0.0%	0.3%	0.0%
PN	2.6%	-1.2%	0.2%	0.0%	-2.9%	1.1%	0.0%	0.2%	0.0%

Discussione e conclusioni

I risultati emersi confermano le dinamiche evidenziate in altri studi condotti a scala nazionale o di maggior dettaglio. Esse riguardano principalmente il consumo di suolo (Romano e Zullo, 2013; Munafò *et al.*, 2013; Marchetti e Sallustio, 2012), la riduzione delle aree agricole (Marchetti *et al.*, 2013), intese come seminativi e prati e pascoli, e l'espansione della superficie forestale (Corona *et al.*, 2012; Corona *et al.*, 2008). L'analisi comparativa delle due definizioni di montagna prese in esame, ha evidenziato e in parte confermato alcuni aspetti peculiari dei LULCC occorsi in Italia negli ultimi decenni.

I risultati mostrano una forte sovrapposizione della geografia della montagna con quella delle AP. A livello nazionale, infatti, il sistema delle AP comprese nell'EUAP rappresenta la rete fondamentale su cui si basa la politica di tutela e difesa della natura – rivolta specificamente a specie, ecosistemi e habitat, meno al paesaggio, coprendo il 10.7 % dell'intero territorio (Maesano *et al.*, 2011). Tale incidenza è elevata nella ML (14.5%), aumentando nella MS, che risulta protetta per circa un quarto della sua estensione (24%); il livello di protezione è ancor più evidente se si pensa che alla rete EUAP si sovrappongono solamente per circa il 50% i Siti d'Interesse Comunitario della Rete Natura 2000 (Cullotta *et al.*, 2005). L'altra importante intersezione è quella che riguarda i territori montani e la superficie forestale: circa il 56% della superficie forestale nazionale attuale (bosco e altre terre boscate) ricade nella MS, giungendo quasi al 75% se invece si considera la ML.

Tali dati risultano estremamente importanti in un'ottica di gestione, pianificazione e politica del territorio, che va ben oltre il solo comparto forestale, interessando infatti le strategie connesse alla pianificazione della maggior parte del nostro territorio e alla relativa tutela del paesaggio, alla conservazione della natura, alla politica agricola comunitaria, alla politica di sostegno economico per le zone svantaggiate e marginali, senza dimenticare gli aspetti collegati al mantenimento di tutti i servizi ambientali erogati dagli ecosistemi naturali e seminaturali, in primis la

difesa del suolo e dell'acqua (il sempre poco propriamente definito "assetto idrogeologico"). Tutti aspetti riconducibili alla notevole capacità degli ambienti montani di fornire un'ampia gamma di servizi ecosistemici (Monteiro *et al.*, 2011) i cui effetti positivi vanno ben oltre i confini amministrativi, geografici e statistici della montagna stessa. Ciò è ben evidenziato da processi internazionali, quali la Convenzione delle Alpi (Angelini, 2014) e l'estensione del suo modello su scala continentale e globale (Price *et al.*, 2013).

L'incremento della copertura forestale, con arbusti e alberi, sta rapidamente seguendo il trend di abbandono delle terre, anch'esso destinato ad aumentare ulteriormente nei prossimi decenni (van Vuuren *et al.*, 2006). In particolare, alla riduzione e all'abbandono della pratica del pascolo corrisponde la ricolonizzazione da parte della vegetazione arbustiva e arborea, la cui capacità di insediarsi in aree aperte rappresenta certamente una minaccia al paesaggio tradizionale della montagna italiana, altrettanto evidente anche in relazione ai cambiamenti della copertura delle nevi perenni e dei ghiacciai, e a danno di utilizzazioni e saperi tradizionali ultrasecolari, ma soprattutto del rilevante valore ecologico ed economico dei pascoli stessi (Ceballos *et al.*, 2010). Monteiro *et al.* (2011) ritengono che le dinamiche responsabili della riduzione delle praterie sono principalmente tre: i) abbandono e/o estensivizzazione delle terre in zone di montagna; ii) intensificazione delle coltivazioni in pianura; iii) aumento della pressione antropica e dell'urbanizzazione a carico dei suoli agricoli.

Il "paesaggio culturale" nelle regioni montane è stato modellato da secoli di attività agro-silvo-pastorali, che hanno originato nel nostro paese un mosaico paesaggistico di elevata eterogeneità ambientale composto da terreni coltivati, prati e pascoli naturali, boschi e foreste (Fischer *et al.*, 2008). Proprio i primi erano considerati in passato esclusivamente come unità produttive, mentre di recente si è iniziato a considerarli anche per la loro capacità di fornire una vasta gamma di servizi ecosistemici (Geneletti, 2007). È il caso, ad esempio, della crescente domanda di

servizi ricreativi forniti specialmente dagli ecosistemi di montagna, che hanno permesso la valorizzazione del paesaggio agrario in chiave turistica (Schirpke *et al.*, 2013). A tal proposito, Tasser *et al.* (2012) sottolineano l'importanza delle aziende agricole di montagna nella conservazione del paesaggio culturale delle destinazioni turistiche e propongono, come possibile soluzione all'abbandono delle terre coltivate, una remunerazione proporzionale a questa loro capacità di conservazione. A tal proposito, è interessante notare come anche nella nuova programmazione 2020, la PAC finalmente preveda l'utilizzo di sostegni finanziari legati ai servizi ecosistemici offerti dalle aziende (Commissione Europea, 2010).

Dal punto di vista gestionale, gli approcci emergenti, e per alcuni versi antitetici, sono quelli riconducibili alla conservazione del paesaggio rurale e quindi culturale (Agnoletti 2014, Sitzia *et al.* 2010), e quello legato alla pratica del "rewilding", ovvero la gestione passiva delle successioni ecologiche, allo scopo di riprodurre i processi degli ecosistemi naturali riducendo il controllo antropico sul paesaggio (Navarro e Pereira, 2012; Gillson *et al.*, 2011). Va da sé che sarà necessario prendere delle decisioni gestionali sui boschi di neoformazione che si sviluppano rapidamente in seguito alla rinaturalizzazione degli spazi rurali, in linea con le tendenze che si vanno definendo a livello internazionale su questo tipo di "novel ecosystems", frutto sempre delle dinamiche socioeconomiche dell'Antropocene caratterizzato da un crescente urbanesimo sia nei paesi ricchi che in quelli poveri (Hobbs *et al.*, 2013).

Preservare il paesaggio agricolo, mantenendo il ruolo storico delle pratiche agricole, selvicolturali e zootecniche nei processi locali di bio-diversificazione, permette di mobilitare un pool di risorse ancora più vasto di paesaggi rurali di interesse storico che potrebbe costituire una risorsa potenziale per la fornitura di nuovi servizi in termini di biodiversità (Cevasco e Moreno, 2012). In condizioni adeguate di efficienza, infatti, i paesaggi agro-pastorali possono svolgere un ruolo diretto nella conservazione della "biodiversità agricola" (Wagner *et al.* 2000).

In linea con quanto già detto, in Italia, gran parte dei migliori e più rinomati paesaggi rurali sono inclusi in siti protetti della rete Natura 2000, dove la valutazione della vulnerabilità del paesaggio storico ha rivelato che le minacce più importanti non sono l'urbanizzazione o l'agricoltura industriale, ma piuttosto l'abbandono seguito dalla ricolonizzazione da parte del bosco (Agnoletti, 2012). Tuttavia il concetto di biodiversità deve essere adattato alla natura culturale del paesaggio rurale, riducendo l'importanza attribuita all'approccio habitat/specie e considerando approcci più innovativi quale la "diversità bio-culturale". Questa riduzione, che è legata al diverso uso del suolo e al numero e dimensioni e forma delle patches del paesaggio, è rappresentativa della ridotta diversità biologica poiché paesaggi diversi sono più ricchi di specie rispetto agli habitat individuali (Sitzia *et al.*, 2010).

Il rewilding invece è spesso criticato perché responsabile della perdita del tradizionale paesaggio agricolo e dell'impatto negativo sulla biodiversità (e.g. Conti e Fagarazzi, 2005). Ciò ha portato alla formulazione di due criteri: i paesi in via di sviluppo sono invitati a fermare la deforestazione, mentre alcuni paesi sviluppati stanno combattendo attivamente la diffusione delle foreste sulle proprie terre (Meijaard e Sheil, 2011). La sfida attuale è quella di raggiungere ecosistemi resilienti in grado di autosostenersi e con autonome capacità di autoregolazione e funzionamento, che proteggano la biodiversità originale ed i processi ecologici naturali e al contempo forniscano una vasta gamma di servizi ecosistemici (Cramer *et al.*, 2008), in linea con quanto proposto dalla scuola forestale italiana almeno nell'ultimo ventennio (Ciancio, 2014). Sebbene questi "nuovi" ecosistemi possano essere progettati per essere il più possibile simili a quelli passati, spesso è necessaria l'introduzione di nuovi elementi biotici (Hobbs *et al.*, 2009).

In tale ottica, emblematici sono gli approcci gestionali legati al "land sharing" ed al "land sparing", identificabili quali strumenti atti a ricongiungere la produzione di cibo con la tutela della biodiversità (Phalan *et al.*, 2011). Nel land sharing, gli obiettivi di conservazione della biodiversità e produzione di cibo convivono nella stessa terra,

mediante tecniche agricole rispettose della biodiversità e agricoltura estensiva. Nel land sparing la terra è divisa in aree destinate all'agricoltura intensiva e aree in cui l'agricoltura è esclusa. In alcuni recenti lavori (Navarro e Pereira, 2012) permane il dubbio su quale sia la pratica migliore, dal momento che le specie rispondono in maniera differente alle alterazioni dei loro habitat (Phalan *et al.*, 2011). Di fatto entrambi risultano necessari al fine di mantenere aperta la possibilità del rewilding: da un lato il land sharing è essenziale per limitare il degrado del suolo e conservare una quantità di semi adeguata per una rivegetazione passiva; dall'altro, il land sparing consentirebbe la conservazione di specie che sono attualmente in conflitto con le attività umane.

Il rewilding quindi, e non il semplice abbandono, può rappresentare un'importante opzione da considerare in questa fase storica di transizione, con importanti benefici per la biodiversità e per i servizi ecosistemici. La sua applicazione è inoltre estendibile a terreni e contesti non agricoli, come ad esempio le foreste in precedenza gestite per la produzione di legname, aumentando così il livello di eterogeneità del paesaggio. Dal punto di vista della conservazione, la scelta tra rewilding e gestione attiva dipenderà dagli obiettivi e dal contesto locale. La gestione attiva è preferibile quando esistono obiettivi specifici, quali quello di ripristinare determinate specie o conservare gli habitat associati alle attività umane. D'altra parte, sfruttare i processi ecologici dinamici su schemi statici di presenza di specie o habitat può essere più sostenibile a lungo termine o su larga scala. La scelta dipende dalla sostenibilità dell'opzione gestionale e dai conseguenti obiettivi fissati a livello politico e di pianificazione, laddove esistano decisori consapevoli.

Al centro delle sfide che caratterizzeranno il futuro dei paesaggi di montagna, condizionandone le loro peculiarità da un punto di vista ecologico-paesaggistico, ma anche socio-culturale, c'è il ruolo della politica. Memori delle criticità riscontrate durante lo scorso periodo di programmazione della PAC, che hanno spesso portato a effetti lontani da quelli originariamente attesi (Agnoletti, 2014; Romano e Cozzi,

2007), il ruolo degli amministratori dovrà infatti essere quello di individuare le traiettorie future e le possibili soluzioni legate ai diversi territori, impiegando risorse ed energie in maniera efficace ed efficiente e scegliendo tra i diversi approcci gestionali quelli che risultano più aderenti alle specificità riscontrate in loco. Sulla base di quanto emerso dal presente lavoro, risulta quindi quanto mai importante la precisa definizione dei contesti di intervento e, di riflesso, la opportuna assegnazione di risorse economiche e priorità di intervento che rispecchino le effettive esigenze e necessità dei diversi contesti territoriali.

Come dimostrato anche da Pisanelli *et al.* (2012), in un'ottica di gestione puntuale e sostenibile del territorio, non va però certamente sottovalutato, come purtroppo spesso accaduto in passato, il ruolo delle Comunità e dei diversi stakeholders locali, che con le propria attività rappresentano lo strumento attuativo delle politiche e quindi, in ultima analisi, i veri fautori della riuscita o del fallimento delle stesse.

Il monitoraggio dei LULCC e la valutazione e previsione dei loro impatti a carico dei servizi ecosistemici risultano uno strumento fondamentale di supporto alla pianificazione, ma al tempo stesso di controllo e valutazione dell'effettiva ricaduta sul territorio delle diverse azioni gestionali poste in essere. Tale constatazione si apre in prospettiva alla creazione di un'ampia casistica ed esperienze in chiave di pianificazione, che, opportunamente messe a sistema e condivise, potrebbero offrire elementi innovativi di primo interesse sia dal punto di vista scientifico che politico-gestionale.

Lo scopo del presente contributo è quello di fornire una fotografia oggettiva dei LULCC in atto nella montagna italiana e, tramite la comparazione di due approcci gestionali molto differenti, fornire degli spunti di riflessione e discussione. Possiamo concludere che, a differenza di quanto spesso avvenuto in passato, quando idee e concetti legati alla gestione territoriale sono stati permutati su ampia scala in contesti

anche molto diversi tra di loro, le future politiche e gli strumenti di gestione dovrebbero prendere in considerazione tutte le alternative possibili e, di volta in volta, in base alle esigenze specifiche e peculiari, stabilire in maniera quanto più oggettiva ed analitica quale sia effettivamente l'idea di sviluppo sostenibile, ed effettivamente perseguibile, per quel dato contesto territoriale.

La montagna è per il nostro Paese una delle linee tematiche più importanti nelle scelte di riconversione ecologica necessarie ed urgenti. Va finalmente riscritto un Patto tra il paese e la montagna, che rappresenti un grandissimo serbatoio di natura, paesaggio e cultura, tale che consenta di ritrovare una montagna abitabile, consapevolmente e responsabilmente.

References

Agnoletti M. (2014) – Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspective. *Landscape and Urban Planning*, 126: 66–73.

Agnoletti M. (2010) – *Paesaggi Rurali Storici. Per un catalogo nazionale*. Laterza ed. Bari.

Agnoletti M. (2012) – *The Italian historical rural landscape. Cultural values for the environment and rural development*. Dordrecht: Springer Verlag.

Améztegui A., Brotons L., Coll L. (2010) – Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 632–641.

Angelini P., comunicazione orale in occasione del Convegno Internazionale "la Convenzione delle Alpi e la Convenzione dei Carpazi: esperienze a confronto. Gli Appennini, una catena montuosa europea", Sarnano (MC), 23-24 Aprile 2014

Antrop M. (2005) – Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70: 21–34.

Beniston M. (2003) – Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. *Climatic Change*, 59: 5–31.

Boden S., Pyttel P., Eastaugh C.S. (2010) – Impacts of climate change on the establishment, distribution, growth and mortality of Swiss stone pine (*Pinus cembra* L.). *iForest*, 3: 82-85.

Bracchetti L., Carotenuto L., Catorci A. (2012) – Land-cover changes in a remote area of central Apennines (Italy) and management directions. *Landscape and Urban Planning*, 104: 157-170.

Ceballos, G., Davidson, A., List, R., Pacheco, J.s., Manzano-Fischer, P., Santos-Barrera, G., Cruzado, J. (2010) – Rapid decline of a grassland system and its ecological and conservation implications. *PLoS One*, 5 (1), e8562.

Cevasco R., Moreno D. (2012) – The historical roots of biodiversity. In: “Historical rural landscapes. Cultural values for the environment and rural development”, a cura di M. Agnoletti. Dordrecht: Springer Verlag.

Chauchard S., Carcaillet C., Guibal F. (2007) – Patterns of land-use abandonment control tree recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains. *Ecosystems*, 10: 936-948.

Chauchard S., Beilhe F., Denis N., Carcaillet C. (2010) – An increase in the upper tree-limit of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Alps since the mid-20th century: A land-use change phenomenon. *Forest Ecology and Management*, 259: 1406-1415.

Ciancio O. (2014) – *Storia del pensiero forestale*. Rubettino editore. 543 pp.

Conti G., Fagarazzi L. (2005) – Forest expansion in mountain eco- systems: “environmentalist’s dream” or societal nightmare? *Planum* 11:1–20.

Corona P., Calvani P., Mugnozza G.S., Pompei E. (2008) – Modelling natural forest expansion on a landscape level by multinomial logistic regression. *Plant Biosystems*, 142 (3): 509–517.

Corona P., Barbati A., Tomao A., Bertani R., Valentini R., Marchetti M., Fattorini L., Perugini L. (2012) – Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy. *iForest*, 5: 204- 209.

Cramer V.A., Hobbs R.J., Standish R.J. (2008) – What’s new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends Ecol Evol*, 23:104–12.

Cullotta S., Marchetti M., La Mantia T., Tosi V. (2005) – Protected forest areas in Europe - analysis and harmonisation: country report Italy. In: “COST Action E27 (PROFOR) - Reports of signatory states” (Latham J, Frank G, Fahy O, Kirby K, Miller H, Stiven R eds). Federal research and training centre for forests, natural hazards and landscape (BFW), Vienna, Austria, pp. 187-209.

De Aranzabal I., Schmitz M.F., Aguilera P., Pineda P. (2008) – Modelling of landscape changes derived from the dynamics of socio-ecological systems. A case of study in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecological Indicators*, 8: 672–685.

De Vecchis G. (1996) – *Da problema a risorsa: sostenibilità della montagna italiana*. Kappa Editore. 312 pp.

Dirnböck T., Dullinger S., Grabherr G. (2003) – A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30: 401–417.

Figueiredo J., Pereira H.M. (2011) – Regime shifts in a socio-ecological model of farmland abandonment. *Landscape Ecology*, 26(5): 737–49.

Fischer, M., Rudmann-Maurer, K., Weyand, A., & Stöcklin, J. (2008) – Agricultural land use and biodiversity in the Alps. *Mountain Research and Development*, 28: 148–155.

Führer E. (2000) – Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management*, 132: 29–38.

Gehrig-Fasel J., Guisan A., Zimmermann N.E. (2007) – Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science*, 18: 571–582.

Gellrich M., Baur P., Koch B., Zimmermann N.E. (2007) – Agricultural land abandonment and natural forest regrowth in the Swiss mountains: a spatially explicit economic analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 118: 93–108.

Geneletti D. (2007) – An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management*, 83: 228–235.

Gillson L., Ladle R.J., Araújo M.B. (2011) – Baselines, patterns and process. In: “Conservation biogeography”, a cura di Ladle R.J. e Whittaker R.J. Oxford: Wiley-Blackwell. p 31–44.

Hobbs R.J., Higgs E., Harris J.A. (2013) – *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. Oxford: Wiley-Blackwell. 380 pp.

Hobbs R.J., Higgs E., Harris J.A. (2009) – Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 599–605.

ISTAT (2009) - Atlante di geografia statistica e amministrativa. URL: http://www3.istat.it/dati/catalogo/20090728_00/

Kaplan J.O., Krumhardt K.M., Zimmermann N. (2009) – The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 28: 3016–34.

Körner C., Paulsen J. (2004) – A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography*, 31: 713–732.

MacDonald D., Crabtree J.R., Wiesinger G., Dax T., Stamou N., Fleury P., Lazpita J.G., Gibon A. (2000) – Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59: 47–69.

Maesano M., Giongo Alves M.V., Ottaviano M., Marchetti M. (2011) – Prima analisi a livello nazionale per l'identificazione delle High Conservation Value Forests (HCVFs). *Forest@*, 8: 22-34.

Marchetti M., Tognetti R., Lombardi F., Chiavetta U., Palumbo G., Sellitto M., Colombo C., Iovieno P., Alfani A., Baldantoni D., Barbati A., Ferrari B., Bonacquisti S., Capotorti G., Copiz R., Blasi C. (2010) – Ecological portrayal of old-growth forests and persistent woodlands in the Cilento and Vallo di Diano National Park (southern Italy). *Plant Biosystems*, 144: 130-147.

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012) – Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia. *Forest@*, 9 (1): 170-184.

Marchetti M., Lasserre B., Pazzagli R., Sallustio L., 2014 – Rural areas and urbanization: analysis of a change. *Scienze del territorio*, 2: 239-258.

Marchetti M., Ottaviano M., Pazzagli R., Sallustio L. (2013) – Consumo di suolo e analisi dei cambiamenti del paesaggio nei Parchi Nazionali d'Italia. *Territorio*, 66: 121-131.

Marchetti M., Sallustio L. (2012) – Dalla città compatta all'urbano diffuso: ripercussioni ecologiche dei cambiamenti d'uso del suolo. In: "Il progetto di paesaggio come strumento di ricostruzione dei conflitti", a cura di A.M. Ippolito. Franco Angeli Editore. pp.165- 173.

Mazzoleni S., di Martino P., Strumia S., Buonanno M., Bellelli M. (2004) – Recent changes of coastal and sub-mountain vegetation landscape in Campania and Molise Regions in Southern Italy. In: "Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape", a cura di Mazzoleni S., di Pasquale G., Mulligan M., di Martino P., Rego F. John Wiley & Sons. p. 145–155.

Meijaard E., Sheil D. (2011) – A modest proposal for wealthy countries to reforest their land for the common good. *Biotropica*, 43(5): 524–8.

Monteiro A.T., Fava F., Hiltbrunner E., Della Marianna G., Bocchi S. (2001) – Assessment of land cover changes and spatial drivers behind loss of permanent meadows in the lowlands of Italian Alps. *Landscape and urban planning*, 100: 287–294.

Munafò M., Salvati L., Zitti M. (2013) – Estimating soil sealing rate at national level- Italy as a case study. *Ecological Indicators*, 26: 137-140.

Navarro L.M., Pereira H.M. (2012) – Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems*, 15: 900–912.

Naveh Z., Lieberman A. (1994) – *Landscape ecology, theory and application*. New York: Springer- Verlag.

Palombo C., Chirici G., Tognetti R., Marchetti M. (2013) – Is land abandonment affecting forest dynamics at high elevation in Mediterranean mountains more than climate change? *Plant Biosystems*, 147(1): 1–11.

Phalan B., Onial M., Balmford A., Green R.E. (2011) – Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333(6047): 1289–91.

Pisanelli A., Chiocchini F., Cherubini L., Lauteri M. (2012) – Combining demographic and land-use dynamics with local communities perceptions for

analyzing socio-ecological systems: a case study in a mountain area of Italy. *iForest*, 5: 163-170.

Pontius R. G., Shusas E., McEachern M. (2004) – Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2-3): 251–268.

Price, M. F., Byers, A. C., Friend, D. A., Kohler, T., & Price, L. W. (2013) – *Mountain Geography: Physical and Human Dimensions*. Berkeley and Los Angeles, California: University of California Press. 367 pp.

Resco de Dios V., Fischer C., Colinas C. (2007) – Climate Change Effects on Mediterranean Forests and Preventive Measures. *New Forests*, 33: 29–40.

Rey Benayas J., Martins A., Nicolau J., Schulz J. (2007) – Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Reviews*, 2: 1–14.

Romano B., Zullo F. (2012) – Land Urbanization in Central Italy 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*, DOI:10.1080/1747423X.2012.754963.

Romano S., Cozzi M. (2007) – Cambiamenti nell'uso del suolo: analisi e comparazione di mappe storiche e recenti. Il caso della Valle dell'Agri, Basilicata, Italia. *Aestimum*, 51: 63–89.

Ruiz-Labourdette D., Nogués-Bravo D., Ollero H.S., Schmitz M.F., Pineda F.D. (2012) – Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. *Journal of Biogeography*, 39: 162–176.

Schirpke U., Leitinger G., Tasser E., Schermer M., Steinbacher M., Tappeiner U. (2013) – Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 9(2): 123-135.

Sitzia T., Semenzato P., Trentanovi G. (2010) – Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview. *Forest Ecology and Management*, 259: 1354–1362.

Svenning J.C. (2002). A review of natural vegetation openness in North-western Europe. *Biological Conservation*, 104(2): 133–48.

Tasser E., Schermer M., Siegl G., Tappeiner U. (2012) – Noi artefici del paesaggio - Essenza ed evoluzione del paesaggio culturale in Alto Adige, Tirolo del Nord e Orientale. Athesia, Bolzano.

Van Eetvelde V., Antrop M. (2004) – Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes-two examples from Southern France. *Landscape and Urban Planning*, 67: 79–95.

Van Vuuren D.P., Sala O.E., Pereira H.M. (2006) – The future of vascular plant diversity under four global scenarios. *Ecology and Society*, 11(2): 25.

Vera F.W.M. (2000) – Grazing ecology and forest history. New York: CABI. 527 pp.

Vera F.W.M. (2009) – Large-scale nature development -the Oostvaardersplassen. *Br Wildl*, 20(5): 28–36.

Vicente-Serrano S.M., Lasanta T., Romo A. (2004) – Analysis of spatial and temporal evolution of vegetation cover in the Spanish central Pyrenees: Role of human management. *Environmental Management*, 34(6): 802–818.

Wagner, H. H., Wildi, O., & Ewald, K. C. (2000) – Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15:219–227.

SEZIONE II: i servizi ecosistemici per la valutazione dell'impatto antropico sul Capitale Naturale

Ogni modificazione a carico del Capitale Naturale comporta una variazione, positiva o negativa dei beni e servizi che esso è in grado di fornire. Le modificazioni antropiche possono essere legate ai cambiamenti d'uso e copertura del suolo in senso stretto, o, ampliandone il significato, alla gestione delle risorse naturali. La quantificazione dei servizi ecosistemici e della loro variazione in risposta a diverse strategie ed opzioni gestionali, risulta dunque cruciale al fine di operare scelte oculate e che mirino ad aumentare, o quantomeno conservare, lo stock attuale di risorse in un'ottica di sostenibilità.

La presente sezione si propone di fornire una panoramica su alcune metodologie utilizzate per la valutazione dei servizi ecosistemici, presentando alcuni esempi applicativi. Nello specifico, il capitolo 7 riguarda la valutazione della capacità di fissazione del carbonio da parte dei boschi all'interno dei Parchi Nazionali d'Italia. Oltre alla rendicontazione del servizio, importante nell'ottica delle politiche internazionali ad esso correlate, la gestione forestale, incentrata soprattutto su aspetti di tipo conservazionistico, fornisce interessanti spunti per la possibile implementazione di tali pratiche a livello nazionale, estendendone dunque i benefici. Nel Capitolo 8 si è analizzata la riduzione dello stoccaggio di carbonio in relazione al processo di urbanizzazione. In questo caso la valutazione si è spinta oltre l'aspetto biofisico, interessando anche quello economico. Tale possibilità apre a tutta una serie di considerazioni ed implicazioni future in termini sia di contenimento dell'espansione della superficie urbana, che di compensazione o mitigazione degli impatti negativi ad esso correlati. Il capitolo 9 presenta i risultati preliminari del progetto FIRB "MIMOSE" che si propone di valutare la fornitura di diversi servizi ecosistemici in funzione di scenari gestionali forestali alternativi. Tale capitolo vuole soprattutto sottolineare la

necessità di dati di base e strati informativi che, opportunamente integrati tra di loro grazie all'utilizzo di software di modellistica, sono in grado di fornire una serie di informazioni aggiuntive di supporto alla pianificazione.

7. Carbon sequestration by forests in the National Parks of Italy

Marchetti M.¹, Sallustio L.¹, Ottaviano M.¹, Barbati A.², Corona P.², Tognetti R.¹,

Zavattero L.³, Capotorti G.³

¹ Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università del Molise, Contrada Fonte Lappone, 86090 Pesche, Italy

² Dipartimento per l'Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali, Università della Tuscia, via San Camillo de Lellis, 01100 Viterbo, Italy

³ Dipartimento di Biologia Ambientale, Università di Roma "La Sapienza", Piazzale Aldo Moro, 00185 Roma, Italy

Articolo pubblicato: Plant Biosystems- 2012- 146(4): 1001-1011. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2012.738715>

Abstract

Recent attempts to mitigate global change have brought forestry-based carbon (C) sequestration into sharp focus due to its potential to absorb CO₂ from the atmosphere. However, the consequences of actual forest management practices on C storage capacity are still controversial to a certain extent. Under such a perspective, a distinctive relevant issue concerns the management of forest ecosystems within areas specifically designated for nature conservation. From the analysis of biomass data from forests in the National Parks of Italy, we found that the average forest C stock and sink per unit area is relatively higher within National Parks (81.21 and 2.18 tons ha⁻¹, respectively) than on the overall national territory (76.11 and 1.12 tons ha⁻¹ year⁻¹, respectively). The analysis confirms the influence of ecological conditions and management approach on C sequestration capacity. Although the results of the proposed assessment approach have to be considered as rough estimates, the trial proves interesting, given the relative lack of specific information, at least on a large scale, about C stocks and sinks within forest areas designated for nature conservation, and the direct comparison with those forest areas not designated to such an end. The C storage capacity can be enhanced by increasing the productivity of forests,

minimizing the disturbance to stand structure and composition. Extending conservation strategies adopted in National Parks to other forest areas of the national territory would allow the restoration of C sequestration potential, where unsustainable management practices have degraded relatively large stocks of biomass.

Keywords: *Forest ecosystems, global change, carbon stock, carbon sink, forest types, nature conservation*

Introduction

Recent attempts to mitigate global change have brought forestry-based carbon (C) sequestration into sharp focus as many land-use practices, such as forestry and agroforestry, have the potential to absorb CO₂ from the atmosphere (Hyvönen *et al.*, 2007). Distinctively, the topic of forest C balance in connection with climate change currently has both great political and scientific importance for ecological sustainability on a global scale (FAO, 2012). At present, world's forests store more than 650 billion tonnes of C (FAO, 2010). Carbon uptake by European forests is estimated 0.37 Mt C year⁻¹ (Robinson, 2007), the equivalent of 7 to 12% of anthropogenic emissions (Janssens *et al.*, 2003). Land use, land use change and forestry activities are included among the actions for the mitigation of climate change under the United Nation Framework Convention on Climate Change and its Kyoto Protocol; distinctively, an important role of forest ecosystems for stabilizing concentrations of greenhouse gases in the atmosphere is recognized. Likewise, the Intergovernmental Panel on Climate Change has shown that the forestry sector has one of the greatest potential to reduce atmospheric CO₂ at a reasonable cost, in the next decades, compared to all other mitigation activities (IPCC, 2007).

Several European countries have so far failed to curtail their greenhouse gas emissions and may rely on the inclusion of terrestrial C sinks in order to meet their

emission reduction targets (Lindner *et al.*, 2010). However, the use of afforestation as a tool to offset C emissions might be constrained by available land area. In Nordic and Alpine countries, the forest cover has already reached 50% and further gains are unlikely, while in Mediterranean countries an increase in the forested area is reasonably desirable (Jandl *et al.*, 2007). Moreover, land uptake by temperate forests, after recovery from historic land use, is recognized as a dominant process leading to terrestrial C uptake (Caspersen *et al.*, 2000). Many authors (e.g. Guo and Gifford, 2002; Paul *et al.*, 2002; Alberti *et al.*, 2008) reported an increase in soil C after shifting from cropland to secondary forest, against a decrease from pasture to secondary forest or forest plantation. It must be pointed out that C allocation patterns in forests may vary in relation to stand age, species composition, and management practices (Lasserre *et al.*, 2006; Tognetti and Marchetti, 2006).

Conversely, disturbances can cause forest C sink to shift toward C source (Krankina and Harmon, 2006). Storms, wildfires, insect and diseases damage significant proportions of forestland in Europe (State of Europe's Forests, 2011), causing living biomass loss and producing direct and indirect emissions. In temperate forests, primarily, human disturbances (i.e. land use and forest management practices) are of paramount importance to the future C sink strengths (Lorenz and Lal, 2010). The importance of fire management and its role in helping the growth of C storage in Mediterranean forests, through fire suppression (Hurtt *et al.*, 2002) and prevention (Lorenz and Lal, 2010), is well established. The latter, in particular, represents a potentially attractive forest management option to reduce C losses, by reducing the fuel load through preventive burning or other fuel reduction methods, such as controlled grazing (FAO, 2007). Indeed, reducing emissions from deforestation and degradation (the so called REDD) is now recognized as a critical component of climate change mitigation. A good understanding of forest C dynamics is, therefore, important, particularly to address how C stocks vary in relation to environmental conditions and land-use activities.

Interest in C accounting has been focused on modified natural forests and plantation forests. Forest stands approaching the old-growth phase are supposed to reach long-term equilibrium with losses of C through mortality and disturbance balancing any additional growth (Jarvis, 1989). Nevertheless, old-growth forests are huge C sinks for a long period (Carey *et al.*, 2001; Suchanek *et al.*, 2004; Luysaert *et al.*, 2008). Small amounts of C may continue to accumulate in the soil, with the time for soil C to reach equilibrium being much longer than that for forest biomass. Much of this C, however, will be released to the atmosphere if these forest ecosystems are disturbed. Although the vertical profile of oldgrowth forests may be opened due to the death of trees after disturbances (including storms, wildfire, harvesting, insects, diseases) also leaving a patchwork of canopy gaps, these ecosystems have high structural stability and species richness (Blasi *et al.*, 2010; Brunialti *et al.*, 2010; Diaci *et al.*, 2010; Dodelin, 2010; Liira and Kohv, 2010; Manes *et al.*, 2010; Persiani *et al.*, 2010).

In this perspective, areas designated for nature conservation, like the terrestrial National Parks, can play an important role in C sequestration, insomuch that a large proportion of forest land is protected. For instance, in Italy more than 15% of the forestland is included within National Parks (www.infc.it). According to the last Land Use Inventory in Italy (see Corona *et al.*, 2012 for general reference), forests cover more land than any other land use within National Parks (over 60% of the total land), while, on a national level, they cover approximately 36% of the entire territory. With respect to nature conservation, it is important to underline that National Parks represent only a part of the Italian protected areas. A recent study (Maesano *et al.*, 2011) showed that protected areas cover 34% of the national forest area in Italy, and underlines the great importance of developing sustainable management practices within High Conservation Value Forests (HCVFs) and High Nature Value (HNV) forests (Pignatti *et al.*, 2012).

A consensus on a single general ecological definition of old growth is particularly difficult in the Mediterranean Europe (Ricotta *et al.*, 2002; Rosati *et al.*,

2008). Nevertheless, in the Mediterranean region, there are forest stands that present a certain level of old growthness (Barbati *et al.*, 2012), which may be conveniently distinguished in persistent woodlands, multi-aged stands with old trees deriving from past management practices, and old-growth forests *sensu strictu* (Marchetti *et al.*, 2010). In Italy, these types of forests have been identified mostly in National Parks (Chiavetta *et al.*, 2012). Simulations of future climate with increased global warming effects indicate a tendency toward more frequent dry spells, despite an increase in the number of intense rainfall events, which warrants for restoring C stocks and ecosystem services on degraded lands in the Mediterranean region (Allen *et al.*, 2010). In Europe, there has been a long history of forest exploitation and management, and the conservation of mature forests is of particular concern for the long-term permanence of forest C sinks (Spiecker *et al.*, 1996; Carey *et al.*, 2001). Notably, safeguard regimes applied in protected areas, like National Parks, to protect forest functions are expected to favor C accumulation in comparison with continuously managed forests.

Minimizing the disturbances in the stand structure and soil profile reduces the risk of C losses. Management practices, such as thinning and harvesting, modify soil C dynamics, including C input in the soil and C release via decomposition of soil organic matter, as affected by specific forest conditions (Jandl *et al.*, 2007). As an example, the amount of deadwood occurring in Mediterranean forests depends on the forest type, the stage of development, the kind and frequency of natural disturbances, the management history, and the local environmental conditions (Lombardi *et al.*, 2008a, b, 2010, 2011). Because of natural disturbances and tree harvesting, most forests are not at maximum C storage capacity, and may potentially store more C after changing forest management practices (Dixon *et al.*, 1994). Global warming will most likely alter the structure and function of Mediterranean forest ecosystems and thus will affect their productivity and their role as stable sinks to CO₂ sequestration and as regulators of the global hydrologic cycle (Centritto *et al.*, 2011).

The aim of this research is to provide reliable estimates of aboveground biomass C stocks for representative forest types of terrestrial National Parks in Italy. C carrying capacity (the mass of C able to be stored in living trees under prevailing environmental conditions and natural disturbance regime) of forests within the core area of each single National Park and the current C stock (that include anthropogenic disturbance) of corresponding buffer zones (and the whole Italy) will be provided so that to outline a landscape-wide baseline against which current national C stocks can be compared (see e.g. Keith *et al.*, 2009). The difference between C carrying capacity and current C stock allows an estimate of the C sequestration potential of protected forest ecosystems and quantifies the amount of C lost as a result of past land-use activities.

Materials and methods

Two main datasets have been integrated to perform this exercise (Figure 7.1). Basic dendrometric figures were taken from the last Italian National Forest Inventory (NFI; INFC 2008; see also www.infc.it). Two attributes, estimated on a forest type basis at the level of regional administrative district, were considered: the average forest standing volume per hectare (V , $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), and the current annual increment of forest standing volume (VI , $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$). The following relationships were used to quantify the living woody biomass (LB, expressed in t of dry matter per hectare) and its annual increment (LBI, expressed in t of dry matter per hectare per year).

$$LB = V * WBD * BEF * (1 + R) \quad [1]$$

$$LBI = VI * WBD * BEF * (1 + R) \quad [2]$$

where BEF (Biomass Expansion Factor) is the conversion factor from dendrometric volume to aboveground biomass; WBD is the wood basal density (t of dry matter per m^3 of growing stock); R is the ratio of root/aboveground biomass

(root/ shoot ratio). The reference values of BEF, R and WBD proposed by Federici *et al.* (2008) were adopted for each distinct forest type. Both LB and LBI were converted into C considering an average C content of 0.5 g per g of wood dry matter. Average C contents per hectare of LB and LBI estimated for each forest type in all the administrative Regions were linked to the spatial coverage of each forest type. To this end, Corine Land Cover 2006 (CLC), the most updated geodatabase of land cover available for the entire national territory (ISPRA, 2010) was exploited. The correspondences between the CLC forest types and the NFI forest types are reported in Table 7.1.

Distinctively, both the value of C content in the forest LB (i.e. the C stock per hectare, C stock) and the value of C content in the forest LBI (i.e. the C sink per hectare per year, C sink) were assigned to each forest polygon mapped by CLC. Both LB and LBI were estimated by forest type and by Region through the equations (1) and (2), respectively. The C stock and C sink for each forest polygon were estimated by multiplying, respectively, C stock and C sink assigned to each forest polygon by the surface of that polygon. The sums of the C stock and of the C sink across the forest polygons included in the area of interest provide the estimates of the overall C stock and of the overall C sink, respectively, within that area.

Furthermore, in order to give some information about ecological conditions within the different National Parks, C stock and C sink values were placed in relation with long-term (30 years) total annual precipitation and mean air temperature. Meteorological data are obtained from spatialization at the national level by using local regressive models (see Blasi *et al.*, 2007, for details).

The areas of interest were the entire national territory, the areas covered by National Parks, and the areas within a buffer of 10-km-width outside the boundaries of National Parks; this last figure was assessed to check the eventual influence of the presence of National Parks on C accumulation on neighbor forestland.



Figure 7.1- The scheme of data processing adopted for the study (CLC = Corine Land Cover; NFI = the last National Forest Inventory of Italy).

Table 7.1- Correspondence between the Corine Land Cover (CLC) forest types and the National Forest Inventory (NFI) forest types.

<i>CLC forest type code</i>	<i>INFC forest type code</i>
3111	15 +16
3112	9+10
3113	12
3114	11
3115	8
3116	13
3117	14
3121	6
3122	4+5
3123	2+3
3124	1
3125	7
31311	15 +16
31312	9+10
31313	12
31314	11
31315	8
31316	13
31317	14
31321	6
31322	4+5
31323	2+3
31324	1
31325	7

Results

In absolute terms, the Pollino and the Sila National Parks show the highest C stock and C sink value (Table 7.2). The forest types in these two protected areas display ecological properties for high efficiency in gaining C stock. In relative terms, five National Parks are characterized by C stock per hectare higher by at least 20% than the average total (Sila, Aspromonte, Stelvio, Appennino Tosco Emiliano, and Abruzzo, Lazio and Molise National Parks). Particularly, the Sila National Park shows a value 50% higher than the average, which is determined by the species composition of the forests. This confirms the influence of forest composition and structure in determining greater or lesser ability to C sequestration. Indeed, the Sila National Park is characterized by abundance of forest dominated by mixed mountain and/or oromediterranean pine and beech forests or pure stands, which are forests types that show the greatest efficiency in gaining C stock.

Table 7.2- C stock and sink (total and per hectare) in the forests within National Parks in Italy.

National Parks	C stock		C sink	
	(tons)	(tons ha ⁻¹)	(tons year ⁻¹)	(tons ha ⁻¹ year ⁻¹)
APPENNINO TOSCO EMILIANO	1759313.43	105.68	53872.32	3.24
ABRUZZO, LAZIO E MOLISE	3317866.74	108.35	65892.16	2.15
MONTI SIBILLINI	1426874.90	53.56	36169.33	1.36
CILENTO E VALLO DI DIANO	6128090.55	65.99	217260.79	2.34
CIRCEO	247100.40	59.28	6498.15	1.56
GARGANO	2042480.75	57.51	65025.12	1.83
GOLFO D'OROSEI E DEL GENNARGENTU	1994094.04	58.07	65761.02	1.91
GRAN PARADISO	657340.75	72.30	12523.09	1.38
GRAN SASSO E MONTI DELLA LAGA	5436930.07	80.34	126517.04	1.87
POLLINO	9838904.26	99.72	239785.51	2.43
VESUVIO	195517.47	61.23	7991.15	2.50
ARCIPELAGO DELLA MADDALENA	4799.15	38.97	204.51	1.66
ARCIPELAGO TOSCANO	434956.91	87.83	11707.93	2.36
MAIELLA	3156839.91	92.12	70098.89	2.05
SILA	8616444.33	134.35	214213.22	3.34
VAL GRANDE	645414.39	76.24	17716.34	2.09
ALTA MURZIA	348278.87	43.91	12112.70	1.53
APPENNINO LUCANO, VAL D'AGRI E LAGONEGRESE	2885157.89	65.67	69871.45	1.59
ASPRMONTE	5378096.23	127.66	142768.84	3.39
CINQUE TERRE	202427.34	80.75	5543.63	2.21
DOLOMITI BELLUNESI	1603595.59	90.69	42060.73	2.38
FORESTE CASENTINESI, MONTE FALTERONA E CAMPIGNA	3134678.73	95.13	95759.69	2.91
STELVIO	3627079.23	112.52	66136.07	2.05
Total and mean values	63082281.9	81.21	1645489.7	2.18

The forest types (Table 7.3; Table 7.4), which mainly contribute to overall C stock and sink in the Italian National Parks are those dominated by beech (25,308,556 tons and 552,340 tons year⁻¹, respectively). On the whole national territory, this forest type provides the highest contribution to C stock (105,793,714 tons) and the second highest, after forest dominated by deciduous oak (2,995,378 tons year⁻¹) as C sink (2,472,582 tons year⁻¹). In the buffer area, the greatest contribution to C stock and sink is provided by forests dominated by deciduous oaks (17,272,956 tons and 495,872 tons year⁻¹, respectively).

On the whole, average forest C stock and sink per unit area are slightly higher within National Parks (81.2 tons ha⁻¹ and 2.2 tons ha⁻¹ year⁻¹, respectively) than on the overall national territory (76.1 tons ha⁻¹ and 2.1 tons ha⁻¹ year⁻¹, respectively). Not all the forest types show the same sign in the difference between average C stock and sink values on a national level and within the National Parks (Table 7.5; Table 7.6): for instance, mixed forests dominated by beech have higher C stock in National Parks than in the national territory (about 21%), while the opposite is the case for mixed forests dominated by Mediterranean pines. The largest proportions of C stock inside National Parks were found in mixed forests dominated by beech, while, on an overall national level, mixed forests dominated by silver fir and/or spruce prevail. On average, there were small differences, for C stock and sink, between the buffer areas or National Parks and the other territories outside the National Parks.

Major C stock values per hectare for the entire national territory can be found within pure and mixed stands of silver fir and/or spruce, beech forests and also in mixed forests dominated by nonnative coniferous trees (always above 100 tons ha⁻¹). For instance, on a national level, beech forests contribute with 18.1% to the total C stock in spite of a covered area equal to the 11.7% of total forestland. Such a relative contribution is even higher when considering only the National Parks: on an area of 27.1% of total forestland, the relative contribution concerning C stock is nearly 40.1% of the total. Furthermore, if we consider all the protected areas, beech forests show the highest ratio of protected surface on total forest type coverage (56%), followed by non-native coniferous with 53% (Maesano *et al.*, 2011). This is an important topic related to forest ecosystem management. Notable differences among forest types also arise for C sink values per unit area. Within National Parks, 12 forest types have a C sink value higher than the average (Table 7.6), and particularly significant are values for forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine and mixed forest dominated by beech (above 3.0 tons ha⁻¹ year⁻¹), which have also high differences between values within National Parks and outside. If we consider also mixed forests

dominated by mountain and/or oromediterranean pine and forests dominated by holm oak and cork (above $2.9 \text{ tons ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), which show high C sink values and positive differences between sink values inside and outside National Parks, all these forest types together cover 20.8% of forestland inside National Parks (15.2% of HCVPs). Finally, National Parks, which have shown major absolute values of C stock per hectare, are widely covered by beech forests, underlining the importance of forest types in terms of efficiency in gaining C stock.

The National Parks with the highest C stocks per unit area are located under environments with total annual precipitation above 1600 mm and mean air temperature between 10 and 14°C, except for the Stelvio National Park, which shows high precipitation (above 2000 mm) but low air temperature (about 2.5°C). This observation confirms the influence of ecological conditions on C sequestration potential (Figure 7.2), albeit additional factors should be taken in account in order to have a more explanatory framework.

Table 7.3- C stock in the forests within overall Italy, within National Parks and within buffer areas around National Parks, by forest type.

Forests	Italy C stock (tons)	Parks C stock (tons)	Buffer C stock (tons)
Forest dominated by silver fir and / or spruce	74470452.5	2885873.1	6203917.4
Forest dominated by chestnut	55650804.6	1587504.4	6988768.4
Forest dominated by non native coniferous	724698.4	27568.5	331977.9
Forest dominated by beech	105793714.3	25308555.7	16825884.0
Forest dominated by larch and/or Arolla pine	22204664.8	1845784.2	3668322.8
Forest dominated by mesophilous broad-leaved	34734308.1	2223684.2	4242125.8
Forest dominated by non-native broad-leaved	5959223.5	4014.4	187626.7
Forest dominated by holm oak and cork	55507723.1	6305548.4	9416380.3
Forest dominated by mediterranean pines	12431119.8	1094351.0	1857324.9
Forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	21459758.6	5293700.9	4550845.6
Forest dominated by deciduous oaks	99434849.8	7294794.2	17272955.6
Forest dominated by hygrophilous species	2626507.8	20332.3	369730.6
Mixed forest dominated by non native coniferous	357232.9	23405.8	79775.8
Mixed forest dominated by larch and/or Arolla pine	3441785.0	131080.7	418813.2
Mixed forest dominated by silver fir and/or spruce	19753393.6	653128.5	1659986.9
Mixed forest dominated by chestnut	6381422.1	215505.4	1473129.5
Mixed forest dominated by beech	20476788.0	3459005.7	2274825.5
Mixed forest dominated by mesophilous broad-leaved	6498660.3	150802.6	548053.6
Mixed forest dominated by non-native broad-leaved	361695.9	-	1372.7
Mixed forest dominated by holm oak	3239099.6	709078.4	298612.7
Mixed forest dominated by mediterranean pines	9275085.5	359215.7	876973.1
Mixed forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	16065060.1	2867912.4	3065644.1
Mixed forest dominated by deciduous oaks	7154842.3	616851.8	1705332.9
Mixed forest dominated by hygrophilous species	90441.0	4583.9	11708.9
Total values	584093331.7	63082281.9	84330088.9

Table 7.4- C sink in the forests within overall Italy, within National Parks and within buffer areas around National Parks, by forest type.

Forests	Italy C sink (tons year⁻¹)	Parks C sink (tons year⁻¹)	Buffer C sink (tons year⁻¹)
Forest dominated by silver fir and / or spruce	1521198.9	59616.4	127818.8
Forest dominated by chestnut	1980844.5	70853.1	263694.3
Forest dominated by non native coniferous	23259.7	842.6	10937.1
Forest dominated by beech	2472582.3	552340.0	410951.7
Forest dominated by larch and/or Arolla pine	368444.8	30512.7	60761.7
Forest dominated by mesophilous broad-leaved	1265931.1	76859.3	155949.7
Forest dominated by non-native broad-leaved	258646.0	189.2	7923.6
Forest dominated by holm oak and cork	1786477.4	217488.0	310540.1
Forest dominated by mediterranean pines	378363.4	35237.9	60494.6
Forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	508305.7	142080.6	119156.8
Forest dominated by deciduous oaks	2995377.8	216425.9	495872.0
Forest dominated by hygrophilous species	104681.8	805.3	15915.1
Mixed forest dominated by non native coniferous	10298.3	646.8	2284.6
Mixed forest dominated by larch and/or Arolla pine	60597.6	2269.5	7456.3
Mixed forest dominated by silver fir and/or spruce	442741.4	15002.6	34394.4
Mixed forest dominated by chestnut	227148.8	9513.0	57318.4
Mixed forest dominated by beech	481555.6	77311.6	55117.4
Mixed forest dominated by mesophilous broad-leaved	224321.1	5481.1	20745.5
Mixed forest dominated by non-native broad-leaved	15154.3	-	59.7
Mixed forest dominated by holm oak	109421.9	26168.3	10530.4
Mixed forest dominated by mediterranean pines	227738.4	11059.5	26856.5
Mixed forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	373574.2	77168.3	80952.6
Mixed forest dominated by deciduous oaks	205405.4	17453.2	46644.8
Mixed forest dominated by hygrophilous species	3274.6	164.8	447.8
Total values	16045344.8	1645489.7	2382823.9

Table 7.5- Differences of the forest C stock per hectare over Italy and within National Parks, by forest type.

Forest types	Italy	Parks	Buffer	Difference between Buffer and Italy	Difference between Parks and Italy
	C stock (tons ha ⁻¹)	C stock (tons ha ⁻¹)	C stock (tons ha ⁻¹)	C stock (tons ha ⁻¹)	C stock (tons ha ⁻¹)
Forest dominated by silver fir and / or spruce	121.73	117.85	121.62	-0.10	-3.88
Forest dominated by chestnut	73.60	73.01	69.61	-3.99	-0.59
Forest dominated by non-native coniferous	80.73	89.64	110.84	30.10	8.91
Forest dominated by beech	115.46	124.94	114.88	-0.58	9.47
Forest dominated by larch and/or Arolla pine	88.42	91.89	91.37	2.95	3.46
Forest dominated by mesophilous broad-leaved	41.70	39.53	41.16	-0.54	-2.17
Forest dominated by non-native broad-leaved	39.45	66.19	38.61	-0.84	26.74
Forest dominated by holm oak and cork	77.17	83.63	80.21	3.04	6.47
Forest dominated by Mediterranean pines	62.75	56.70	62.57	-0.18	-6.05
Forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	99.21	120.21	102.12	2.91	21.00
Forest dominated by deciduous oaks	50.08	49.71	52.33	2.25	-0.37
Forest dominated by hygrophilous species	37.14	31.60	35.11	-2.03	-5.54
Mixed forest dominated by non-native coniferous	106.21	105.23	101.47	-4.74	-0.98
Mixed forest dominated by larch and/or Arolla pine	79.56	80.40	80.40	0.84	0.83
Mixed forest dominated by silver fir and/or spruce	122.03	128.03	117.41	-4.62	6.00
Mixed forest dominated by chestnut	74.63	68.17	67.37	-7.26	-6.46
Mixed forest dominated by beech	115.03	136.52	118.90	3.87	21.49
Mixed forest dominated by mesophilous broad-leaved	41.61	42.56	42.40	0.78	0.95
Mixed forest dominated by non-native broad-leaved	44.82	-	42.32	-2.50	-44.82
Mixed forest dominated by holm oak	77.39	77.76	73.07	-4.32	0.37
Mixed forest dominated by Mediterranean pines	86.29	65.29	72.79	-13.49	-21.00
Mixed forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	91.66	107.60	105.78	14.12	15.94
Mixed forest dominated by deciduous oaks	55.63	62.21	65.40	9.77	6.59
Mixed forest dominated by hygrophilous species	44.39	49.21	42.48	-1.91	4.81
Mean values	76.11	81.21	77.09	0.98	1.72

Table 7.6- Differences of the forest C sink per hectare over Italy and within National Parks, by forest type.

Forest types	Italy	Parks	Buffer	Difference between Buffer and Italy	Difference between Parks and Italy
	C sink (tons ha ⁻¹ year ⁻¹)	C sink (tons ha ⁻¹ year ⁻¹)	C sink (tons ha ⁻¹ year ⁻¹)	C sink (tons ha ⁻¹ year ⁻¹)	C sink (tons ha ⁻¹ year ⁻¹)
Forest dominated by silver fir and / or spruce	2.49	2.23	2.51	0.02	-0.25
Forest dominated by chestnut	2.62	2.37	2.63	0.01	-0.25
Forest dominated by non-native coniferous	2.59	2.74	3.65	1.06	0.15
Forest dominated by beech	2.70	2.73	2.81	0.11	0.03
Forest dominated by larch and/or Arolla pine	1.47	1.52	1.51	0.05	0.05
Forest dominated by mesophilous broad-leaved	1.52	1.37	1.51	-0.01	-0.15
Forest dominated by non-native broad-leaved	1.71	1.71	1.63	-0.08	-0.01
Forest dominated by holm oak and cork	2.48	2.88	2.65	0.16	0.40
Forest dominated by Mediterranean pines	1.91	1.83	2.04	0.13	-0.08
Forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	2.35	3.23	2.67	0.32	0.88
Forest dominated by deciduous oaks	1.51	1.47	1.50	-0.01	-0.03
Forest dominated by hygrophilous species	1.48	1.25	1.51	0.03	-0.23
Mixed forest dominated by non-native coniferous	3.06	2.91	2.91	-0.16	-0.15
Mixed forest dominated by larch and/or Arolla pine	1.40	1.39	1.43	0.03	-0.01
Mixed forest dominated by silver fir and/or spruce	2.74	2.54	2.43	-0.30	-0.19
Mixed forest dominated by chestnut	2.66	2.57	2.62	-0.04	-0.09
Mixed forest dominated by beech	2.71	3.05	2.88	0.18	0.35
Mixed forest dominated by mesophilous broad-leaved	1.44	1.55	1.60	0.17	0.11
Mixed forest dominated by non-native broad-leaved	1.88	-	1.84	-0.04	-1.88
Mixed forest dominated by holm oak	2.61	2.67	2.58	-0.04	0.06
Mixed forest dominated by Mediterranean pines	2.12	2.01	2.23	0.11	-0.11
Mixed forest dominated by mountain and/or oromediterranean pine	2.13	2.90	2.79	0.66	0.76
Mixed forest dominated by deciduous oaks	1.60	1.76	1.79	0.19	0.16
Mixed forest dominated by hygrophilous species	1.61	1.56	1.62	0.02	-0.04
Mean values	2.12	2.18	2.22	0.11	-0.02

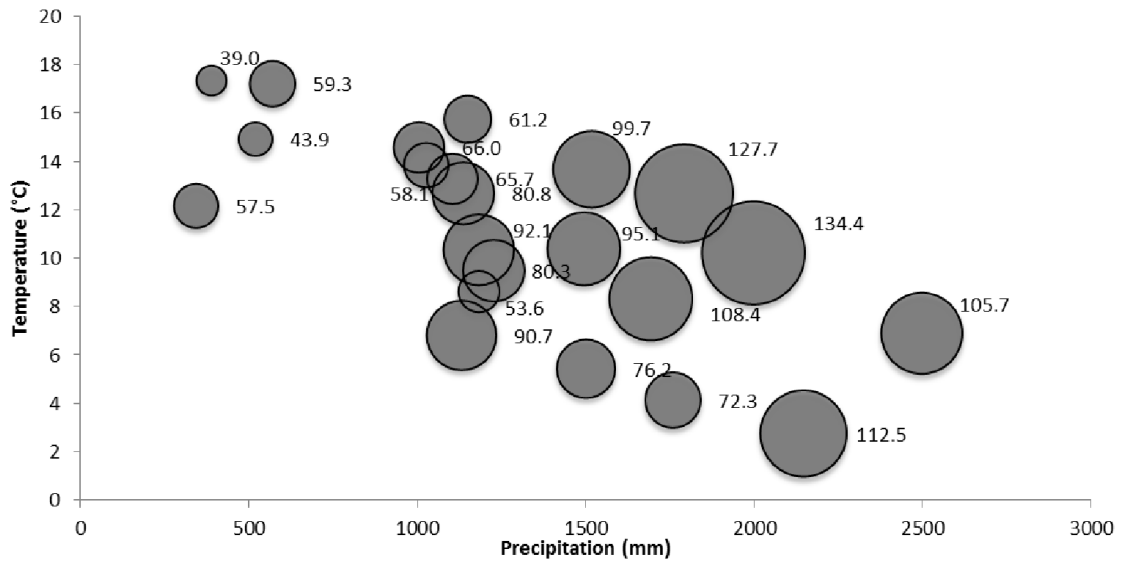


Figure 7.2- C stock per unit area (tons ha⁻¹) in the Italian National Parks with respect to the mean air temperature and to the total annual precipitation: the size of the circles is proportional to the C stock.

Discussion and conclusion

Although the results of the proposed assessment approach have to be considered as rough estimates, the trial proves interesting, given the relative lack of specific information, at least on a large scale, about C stocks and sinks within forest areas designated for nature conservation, and the direct comparison with those forest areas not designated to such an end. Climate and land use changes will present challenges for the future management of forests in protected areas reaching the old-growth stage. The increasing scientific understanding of the relationships between species diversity, growth stage and old-growth attributes, makes the management focus to shift from assessing and protecting old-growth forests, to providing for forests across the landscape with oldgrowth attributes, which would allow for meeting biodiversity conservation objectives (Keenan and Read, 2012).

The higher values of forest C stock and sink in National Parks of Italy, compared to the entire national territory, are related to the ecological characteristics of the dominant forest types occurring within protected areas. The assemblages of

dominant tree species, reflecting different ecological conditions where different forest types grow (Barbati *et al.*, 2007), affect C sequestration significantly. Thus, differences between the per-unit-area values within National Parks, buffer areas and the other territories are mainly explained by different proportions of forest type cover among them, across the various administrative regions. The five National Parks with the highest C stock were characterized by per-humid climate (*sensu* de Martonne, 1927) and similar stand structure

The observed differences in C storage amongst tree species or forest types are not surprising. As an example, at identical biomass volumes, trees with a high wood density (many deciduous tree species) accumulate more C than trees with soft wood (many coniferous species) (Jandl *et al.*, 2007). Late-successional trees, such as beech, tolerate a higher stem density than pioneer species. On the other hand, forest ecosystems dominated by conifers may, as in the case of omomediterranean pine and silver fir and/ or spruce forests, sequester C even more effectively and store C longer than ecosystems dominated by deciduous trees (Hyvönen *et al.*, 2007). This is because the growth rate of many coniferous species is higher over longer periods than that of many deciduous species (see e.g. Cannell, 1989). Species that occupy different ecological niches can complement each other so that the biomass production of a mixed stand is higher than that for pure stands (Pretzsch and Biber, 2005). An interaction between tree species and soil type can further affect the C storage of the entire ecosystem. Several studies showed more C in the forest floor under conifer (pine, spruce) than under deciduous (beech, oak) species. This was attributed to the slower decay of pine and spruce litter compared with the litter of beech and oak (Vesterdal and Raulund-Rasmussen, 1998; Fischer, 2002). Deadwood volumes were found to be larger in unmanaged than managed stands of Central Apennines (Lombardi *et al.*, 2008a), though decay rates were similar between species (Lombardi *et al.*, 2008b).

Tree growth and stand productivity may decline in mature forest stands of protected areas in which the impact of forest management is minimized. However, even very old unmanaged forests of National Parks can sequester large amounts of C. Knohl *et al.* (2003) found that a 250-year-old beech stand in the Hainich National Park (Central Germany) accumulated more than 4 tons C ha⁻¹ year⁻¹. Late successional species (e.g. beech, Norway spruce) are able to maintain high C sequestration rates for longer than pioneer tree species. Nevertheless, overmature forest stands may not be able to close canopy gaps created by natural disturbances. Consequently, the decomposition of soil organic matter may be enhanced, and decreasing the soil C pool. It is anticipated that ageing of forests would result in increasing C densities in management systems with longer rotation lengths, provided the harvest age is not beyond the age where the forest stand turns from a net sink to a source of C. The magnitude of the effect of increased rotation lengths in protected areas will depend on the choice of management practices. Thinning may add value to the stand, increasing long-term C storage. In fire-prone forests, management interventions that reduce the risk of catastrophic C release resulting from stand-replacing wildfire are often considered to be a CO₂ source. However, forest management may actually increase long-term C storage (Hurteau *et al.*, 2008). The effect for forest C with removing living biomass and deadwood litter is a net loss. Nevertheless, thinning increases the stand stability and diminishes the risk of fire, therefore, offering an important control mechanism for the maintenance of C storage in ecosystems.

The forests in the National Parks of Italy can be considered as actual relevant C sinks, whose management might be broadcasted under other types of protected areas and even under other territories. For instance, it might be advisable and relatively feasible to foster these C-sagacious management practices within the buffer areas, where a beneficial edge effect cannot currently be evidenced. Luyssaert *et al.* (2008) observed that forests between 15 and 800 years old have generally positive net ecosystem productivity (the difference between CO₂ uptake by assimilation and

losses through plant and soil respiration), therefore, acting as C sink. Aging of unmanaged forests in National Parks might further decrease their probability to become source of C with time. Benefits of the decreased outputs strategy would include an increase in structural and species diversity (McKinley *et al.*, 2011). Capotorti *et al.* (2012) observed that the long-term protection regime of National Parks in Italy proved to be particularly effective as a means of conserving ageing forest communities, threatened vascular plants and contrasting threats posed by human-induced changes. However, increased risks include C loss due to the potential for increased harvesting outside protected areas to compensate for the reduction in forest products, other than to disturbance.

This assessment exercise can be further improved by taking into account the spatial distribution of silvicultural systems and developmental stages of even-aged stands, to fully exploit the information provided by the NFI data. Distinctively, the availability of a national map of silvicultural systems would allow to differentiate coppices from high forests, with significant improvement of the estimates of C stock and C sink due to the significant differences among these two silvicultural systems in terms of average stand volume and volume increment. A similar significant improvement should be expected even by taking explicitly into account the developmental stages of even-aged stands. From a methodological point of view, this exercise underlines the relevance of the integration of conventional mapping with forest inventory data, which can provide an effective monitoring framework from multiple perspectives (Corona, 2010). Distinctively, forest inventories are currently evolving toward multipurpose resource surveys and are broadening their scope in several directions, among which those related to biodiversity and to forest C pools and C sequestration are of the main current relevance (Corona *et al.*, 2011). Large-scale forest inventories, like the Italian NFI here exploited, are usually conceived to support accurate estimates at national scales, but they may even represent a notable source of information at local scale under methodological frameworks like that here

presented. In New Zealand, a synthesis based on forest inventory data gave a mean of 180 tons C ha⁻¹ with a range in means for forest classes of 105–215 tons C ha⁻¹ (Hall *et al.*, 2001).

The use of the fittest (*sensu* Ingegnoli and Pignatti, 2007) natural vegetation within protected areas as a scenario might represent an exercise in modeling conservation strategies under overall influences of the biophysical environment as maintained by natural disturbances (Sundquist *et al.*, 2009). Will mature forests of National Parks that are C sinks today continue to be sinks as the climate changes? If the input of C diminishes, or the output increases, as a result of global climate change, a C sink may diminish to zero and the forest may become a C source (Hyvönen *et al.*, 2007). Management that allows restoration of a forest's C sequestration potential should, therefore, be recognized together with the conservation of forests with large stocks of biomass from deforestation and degradation (Keith *et al.*, 2009). Information on forest ecosystems of National Parks might be useful to implement appropriate baseline for C accounting for natural forests at landscape scales through the concept of Carbon Carrying Capacity, as "the mass of C able to be stored in a forest ecosystem under prevailing environmental conditions and natural disturbance regimes, but excluding anthropogenic disturbance" (Keith *et al.*, 2009).

Forest management within National Parks of Italy is usually mostly oriented to conservation. Recent studies on old-growth forests within National Parks have highlighted their relevant role even from the C cycling perspective (Dean and Wardell-Johnson, 2010; Marchetti *et al.*, 2010). The highest living biomass C density tends to occur in relatively cool, moderately wet climates in temperate moist forests, in comparison with more Mediterranean-type conditions. Optimization of forest management specifically purposed to C sequestration, which may synergistically overlap with other objectives of sustainable management (e.g. soil protection, recreation enhancement, and attentive re-evaluation of traditional forest uses; see

e.g. Corona *et al.*, 1997), may further enhance the role of Italian National Parks for atmospheric CO₂ depletion. Therefore, this consideration may be extended to the HCVMs forests present in other protected areas, which may offer the same level of functionality (Maesano *et al.*, 2011). Albeit C conservation and sequestration is one of a variety of objectives for forest management that needs to be balanced with other objectives, most forest sector actions that promote C conservation and sequestration make social, economic, and ecological sense even in the absence of climate change considerations.

References

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, *et al.* (2010) - A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For Ecol Manage*, 259: 660–684.

Alberti G, Peressotti A, Piussi P, Zerbi G. (2008) - Forest ecosystem carbon accumulation during a secondary succession on Eastern Prealps (Italy). *Forestry*, 81: 1–11.

Barbati A, Corona P, Marchetti M. (2007) - A forest typology for monitoring sustainable forest management: The case of European Forest Types. *Plant Biosyst*, 141: 93–103.

Barbati A, Salvati R, Ferrari B, Di Santo D, Quatrini A, Portoghesi L *et al.* (2012) - Assessing and promoting oldgrowthness of forest stands: Lessons from research in Italy. *Plant Biosyst*, 146: 167–174.

Blasi C, Chirici G, Corona P, Marchetti M, Maselli F, Puletti N. (2007) - Spatialization of climatic data at the Italian national level by local regressive models. *Forest@*, 4: 213–219.

Blasi C, Marchetti M, Chiavetta U, Aleffi M, Audisio P, Azzella MM, *et al.*(2010) - Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. *Plant Biosyst*, 144: 160–170.

Brunialti G, Frati L, Aleffi M, Marignani M, Rosati L, Burrascano S, Ravera S. (2010) - Lichens and bryophytes as indicators of oldgrowth features in Mediterranean forests. *Plant Biosyst*, 144: 221–233.

Cannell MGR. (1989) - Chilling, thermal time, and the date of flowering of trees. In: Wright CJ, editor. *Manipulation of fruiting*. London: Butterworths. pp. 99–113.

Capotorti G, Zavattero L, Anzellotti I, Burrascano S, Frondoni R, Marchetti M, *et al.* (2012) - Do national parks play an active role in conserving the natural capital of Italy? *Plant Biosyst*, 146: 258–265.

Carey EV, Sala A, Keane R, Callaway RM. (2001) - Are old forests underestimated as global carbon sinks? *Global Change Biol*, 7: 339–344.

Caspersen JP, Pacala SW, Jenkins JC, Hurtt GC, Moorcroft PR, Birdsey RA. (2000) - Contributions of land-use history to carbon accumulation in U.S. forests. *Science*, 290: 1148–1151.

Centritto M, Tognetti R, Leitgeb E, Strělcova´ K, Cohen S. (2011) - Above ground processes: Anticipating climate change influences. In: Bredemeier M, Cohen S, Godbold DL, Lode E, Pilcher V, Schleppi P, editors. *Forest management and the water cycle: An ecosystem-based approach*. Ecological Studies 212. Berlin: Springer. pp. 31–64.

Chiavetta U, Sallustio L, Garfi V, Maesano M, Marchetti M. (2012) - Classification of the old growthness of forest inventory plots with dissimilarity metrics in Italian National Parks. *Eur J For Res*, 131: 1473–1483.

Corona P. (2010) - Integration of forest mapping and inventory to support forest management. *iForest*, 3: 59–64.

Corona P, Barbati A, Tomao A, Bertani R, Valentini R, Marchetti M, *et al.* (2012) - Land use inventory as framework for environmental accounting: An application in Italy. *iForest*, 5: 204–209.

Corona P, Chirici G, McRoberts RE, Winter S, Barbati A. (2011) - Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *For EcolManage* 262: 2061–2069.

Corona P, Ferrara A, La Marca O. (1997) - Sustainable management of forests for atmospheric CO₂ depletion: The Italian case. *J Sust For*, 3/4: 81–91.

Dean C, Wardell-Johnson G. (2010) - Old-growth forests, carbon and climate change: Functions and management for tall open forests in two hotspots of temperate Australia. *Plant Biosyst*, 144: 180–193.

de Martonne E. (1927) - Regions of interior basin drainage. *Geograph Rev*, 17: 397–414.

Diaci J, Rozenbergar D, Boncina A. (2010) - Stand dynamics of Dinaric old-growth forest in Slovenia: Are indirect human influences relevant? *Plant Biosyst*, 144: 194–201.

Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Solomon AM, Trexler MC, Wisniewski J. (1994) - Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263: 185–190.

Dodelin B. (2010) - Saproxylic beetle biodiversity in old-growth forests of the south-east of France. *Plant Biosyst*, 144: 262–270.

FAO (2007) - Fisheries proceedings of the sixth world congress on seafood safety, quality and trade. *Proceedings* 7, 17–24 November 2007, Rome, 206 p.

FAO (2010) - Global forest resources assessment 2010. FAO Forestry Paper 163. Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations.

FAO (2012) - Forest management and climate change: Stakeholder perceptions. Forests and climate change Working Paper 11. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Federici S, Vitullo M, Tulipano S, De Lauretis R, Seufert G. (2008) - An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: The Italian case. *iForest* 1: 86–95.

Fischer M. (2002) - A new wood-decaying basidiomycete species associated with esca of grapevine: *Fomitiporia mediterranea* (Hymenochaetales). *Mycol Prog*, 1: 299–313.

Guo LB, Gifford RM. (2002) - Soil carbon stocks and land use change: A meta-analysis. *Global Change Biol*, 8: 345–360.

Hall GMJ, Wiser SK, Allen RB, Beets PN, Goulding CJ. (2001) - Strategies to estimate national forest carbon stocks from inventory data: The 1990 New Zealand baseline. *Global Change Biol*, 7: 389–403.

Hurteau MD, Koch GW, Hungate BA. (2008) - Carbon protection and fire risk reduction: Toward a full accounting of forest carbon offsets. *Front Ecol Environ*, 6: 493–498.

Hurtt GC, Pacala SW, Moorcroft PR, Carpesen J, Shevliakova E, Houghton RA, Moore B III. (2002) - Projecting the future of the US carbon sink. *Proc Natl Acad Sci USA*, 99: 1389–1394.

Hyvönen R, Agren GI, Linder S, Persson T, Cotrufo MF, Ekblad A, *et al.* (2007) - The likely impact of elevated [CO₂], nitrogen deposition, increased temperature and

management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: A literature review. *New Phytol*, 173: 463–480.

INFC (2008) - Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. I caratteri quantitativi. Ministro delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, CRA – Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Apicoltura, Corpo Forestale dello Stato – Ispettorato Generale, Trento.

Ingegnoli V, Pignatti S (2007) - The impact of the widened landscape ecology on vegetation science: Towards the new paradigm. *Rend Fis Acc Lincei*, 18: 82–122.

IPCC (2007) - Climate change 2007: The physical science basis. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB *et al.* editors. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge and New York: Cambridge University Press. 996 p.

ISPRA (2010) - La realizzazione in Italia del Progetto Corine Land Cover 2006. Rome: Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. 50 p.

Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, Bauwens B, Bartiz R, Hagedorn F, *et al.* (2007) - How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137: 253–268.

Janssens IA, Freibauer A, Ciais P, Smith P, Nabuurs GJ, Folberth G, *et al.* (2003) - Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science*, 300: 1438–1541.

Jarvis PG. (1989) - Atmospheric carbon dioxide and forests. *Phil Trans R Soc B*, 32: 369–392.

Keenan RJ, Read SM. (2012) - Assessment and management of oldgrowth forests in south eastern Australia. *Plant Biosyst*, 146: 214–222.

Keith H, Mackey BG, Lindenmayer DB. (2009) - Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon dense forests. PNAS, 106: 11635–11640.

Knohl A, Schulze ED, Kolle O, Buchmann N. (2003) - Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. Agric For Meteorol, 118: 151–167.

Krankina ON, Harmon ME. (2006) - Forest management strategies for carbon storage. In: Matrazzo D, editor. Forests, carbon and climate change – A synthesis of science findings. Portland, OR: Oregon Forest Resources Institute, pp. 79–91.

Lasserre B, Tognetti R, Marchetti M. (2006) - Problematiche di inventariazione del carbonio nella biomassa forestale ipogea. Forest@, 3: 542–554.

Liira J, Kohv K. (2010) - Stand characteristics and biodiversity indicators along the productivity gradient in boreal forests: Defining a critical set of indicators for the monitoring of habitat nature quality. Plant Biosyst, 144: 211–220.

Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, *et al.* (2010) - Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. For Ecol Manage, 259: 698–709.

Lombardi F, Cherubini P, Tognetti R, Marchetti M. (2008a) - Tree rings assess deadwood decay rates in beech and silver fir forests in Central Apennines (Molise, Italy). Can J For Res, 38: 821– 833.

Lombardi F, Chirici G, Marchetti M, Tognetti R, Lasserre B, Corona P, *et al.* (2010) - Deadwood in forest stands close to oldgrowthness under Mediterranean conditions in the Italian peninsula. Ita For Mont, 65: 481–504.

Lombardi F, Coccozza C, Lasserre B, Tognetti R, Marchetti M. (2011) - Dendrochronological assessment of time-since-death in the old-growth Magellan's beech forest of Navarino Island (Chile). *Austral Ecol*, 36: 329–340.

Lombardi F, Lasserre B, Tognetti B, Marchetti M. (2008b) - Deadwood in relation to stand management and forest type in central Apennines (Molise, Italy). *Ecosystems*, 11: 882–894.

Lorenz K, Lal R. (2010) - Carbon sequestration in forest ecosystems. Oslo, Germany: Springer Verlag, 277 pp. Luysaert S, Schulze E-D, Boerner A, Knohl A, Hessenmöller D,

Law BE, *et al.* (2008) - Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455: 213–215.

Maesano M, Giongo Alves MV, Ottaviano M, Marchetti M. (2011) - Prima analisi a livello nazionale per l'identificazione delle high conservation value forests (HCVFs). *Forest@*, 8: 22–34.

Manes F, Ricotta C, Salvatori E, Bajocco S, Blasi C. (2010) - A multiscale analysis of canopy structure in *Fagus sylvatica* L. and *Quercus cerris* L. old-growth forests in the Cilento and Vallo di Diano National Park. *Plant Biosyst*, 144: 202–210.

Marchetti M, Tognetti R, Lombardi F, Chiavetta U, Palumbo G, Sellitto M, *et al.* (2010) - Ecological portrayal of old-growth forests and persistent woodlands in the Cilento and Vallo di Diano National Park (Southern Italy). *Plant Biosyst*, 144: 1–18.

McKinley DC, Ryan MG, Birdsey RA, Giardina CP, Harmon ME, Heath LS, *et al.* (2011) - A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecol App*, 21: 1902–1924.

Paul KI, Polglase PJ, Nyakuengama JG, Khanna PK. (2002) - Change in soil carbon following afforestation. *For Ecol Manage*, 168: 241–257.

Persiani AM, Audisio P, Lunghini D, Maggi O, Granito VM, Biscaccianti AB, Chiavetta U, Marchetti M. (2010) - Linking taxonomical and functional biodiversity of saproxylic fungi and beetles in broad-leaved forests in southern Italy with varying management histories. *Plant Biosyst*, 144: 250–261.

Pignatti G, De Natale F, Gasparini P, Mariano A, Trisorio A. 2012. High nature value forest areas: A proposal for Italy based on national forest inventory data. *Ita For Mont* 67: 281–288.

Pretzsch H, Biber P. (2005) - A re-evaluation of Reineke's rule and stand density index. *For Sci*, 51: 304–320.

Ricotta C, Carranza ML, Avena G, Blasi C. (2002) - Are potential natural vegetation maps a meaningful alternative to neutral landscape models? *Appl Veg Sci*, 5: 271–275.

Robinson D. (2007) - Implications of a large global root biomass for carbon sink estimates and for soil carbon dynamics. *Proc R Soc B*, 274: 2753–2759.

Rosati L, Marignani M, Blasi C. (2008) - A gap analysis comparing Natura 2000 vs National Protected Area network with potential natural vegetation. *Commun Ecol*, 9: 147–154.

Spiecker H, Mielikainen K, Kohl M, Skovsgaard JP. (1996) - Growth trends in European Forests. European Forest Institute Research Report no. 5. Springer-Verlag, 372 p.

State of Europe's Forests (2011) - Status and trends in sustainable forest management in Europe. Oslo: UNECE and FAO.

Suchanek TH, Mooney HA, Franklin JF, Gucinski H, Ustin SL. (2004) - Carbon dynamics of an old-growth forest. *Ecosystems*, 7: 421–426.

Sundquist, ET, Ackerman KV, Bliss NB, KelIndorfer JM, Reeves MC, Rollins MG. (2009) - Rapid assessment of U.S. forest and soil organic carbon storage and forest biomass carbon sequestration capacity. Reston, VA: U.S. Geological Survey.

Tognetti R, Marchetti M. (2006) - Influenza dei cambiamenti d'uso del suolo e delle strategie di gestione del bosco sull'allocazione del carbonio nel suolo negli ecosistemi forestali. Ita For Mont, LXI: 5–51.

Vesterdal L, Raulund-Rasmussen K. (1998) - Forest floor chemistry under seven tree species along a soil fertility gradient. Can J For Res, 28: 1636–1647.

8. Assessing land take by urban development and its impact on carbon storage: Findings from two case studies in Italy

Sallustio, L.¹, Quatrini V.², Geneletti D.³, Corona P.⁴, Marchetti, M.¹

¹ Dipartimento di Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio (DISTAT), Università del Molise, C. da Fonte Lappone, I-86090 Isernia (Italy)

² Dipartimento per l'Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali (DIBAF), Università della Tuscia, v. San Camillo de Lellis, I-01100 Viterbo (Italy)

³ Department of Civil, Environmental and Mechanical Engineering, University of Trento Via Mesiano 77, 38123 Trento Italy; Phone: +390461282685

³ Consiglio per la ricerca e la sperimentazione in agricoltura, Forestry Research Centre (CRA-SEL), Viale S. Margherita 80, 52100 Arezzo, (Italy)

Articolo sottomesso a Journal of Environmental Impact Assessment Review

Abstract

Land take due to urbanization triggers a series of negative environmental impacts with direct effects on life quality for people living in cities. Changes in ecosystem services are associated to land take, among which the immediate C loss due to land use conversion. Land use change monitoring represents the first step to quantify the land take, its drivers and impacts. To this end, we propose an innovative methodology for monitoring land take occurred along the time-span 1990-2008 and its effects on ecosystem services (in particular C loss). The devised approach tested in two areas with similar size but different land take levels in Central Italy (the Province of Rome and the Molise Region) and widely applicable to other multi-scale contexts. The estimates of total urban surfaces at both inventory occasions are provided by point sampling. The area of the urban patches including each sampling point classified as urban settlement at the year 1990 and/or at the year 2008 was also mapped. These patches were used to estimate their abundance and average area.

Accounting on carbon loss associated to land take in terms of biophysical and economic values was provided using the InVEST model.

Although land take results 7-8 times higher in the Province of Rome (from 15.1% in 1990 to 20.4% in 2008), our findings show that its relative impact on C storage is higher in Molise, where the urban growth affects consistently not only croplands but even semi-natural land uses such as grasslands and other wooded lands. The total C loss due to land take has been estimated in 1.6 million Mg C, corresponding to almost 355 million €.

Finally, the paper discusses the main characteristics of urban growth and their ecological meaning leading to risks and challenges for future urban planning and land use policies.

Keywords: *urbanization, monitoring, sampling approach, ecosystem services, InVEST*

Introduction

Urbanization represents one of the main source of disturbance and alteration of natural ecosystems (Churkina, 2008; Imhoff *et al.*, 2004; Solomon *et al.*, 2007), inducing the loss of several ecological functions (Foley *et al.*, 2005). Land take, defined here as the area of land that is converted into settlements and artificial surfaces due to urban growth, alters environmental quality (Ellis and Ramankutty, 2008) and affects the provision of several ecosystem services, such as those related to climate and water regulation (Seto *et al.*, 2012; Nelson *et al.*, 2010). These environmental impacts produce direct and indirect effects on the quality of life of people living in cities (Chiesura, 2004; EEA, 2006; Escobedo *et al.*, 2011; Elmqvist *et al.*, 2013).

Urban areas emit a high proportion of the greenhouse gas carbon dioxide (Svirejeva-Hopkins *et al.*, 2004) and contribute somewhere between 40 and 85% of total anthropogenic greenhouse-gases (GHG) emissions (Satterthwaite, 2008). The effects of urbanization on climate change are exacerbated by the loss of carbon pools

associated with the decreases in the vegetative cover caused by the land take associated to the expansion and intensification of urban areas (Hutyra *et al.*, 2011a). Moreover, soils in urban areas have very low C densities (Pouyat *et al.*, 2006), producing negative impacts of urbanization on C sequestration. Land take by urban development determines a loss in the carbon stock, as well as in the future carbon uptake potential by the land (Hutyra *et al.*, 2011b). A few studies addressed this problem, by proposing methodologies to assess the carbon impact of growing urban regions. Seto *et al.* (2012) modeled the loss in aboveground biomass carbon from areas with high probability of urban expansion until 2030, and concluded that this loss is likely to be significant (equal to ~5% of emissions from tropical deforestation and land-use change). Raciti *et al.* (2012) focused on the effects of urbanization on soil carbon pools, by comparing the carbon content of open areas and impervious-covered soils. Their finding is that carbon content under impervious surfaces is 66% lower. Hutyra *et al.* (2011a) estimated the carbon consequences associated to urban land take in the Seattle metropolitan region, and concluded that it represents a substantial term in regional carbon storage.

Despite all these studies suggest that the loss of carbon stock (and future carbon uptake) due to land take by urban development is potentially significant, this effect is often overlooked during the assessment of the future impacts of urban growth. For example, the treatment of climate-related issues in Strategic Environmental Assessment (SEA) of spatial and urban planning is still quite weak and largely based on general recommendations, as opposite to analytical evaluations (Geneletti, 2015). There is a need for further development of methods to assess the impact of land take on carbon storage, that can be transferred to practitioners and used to support the proposal of more sustainable urban plans and policies. Particularly, these methods need to address two issues: the analysis of land take dynamics, and the modeling of carbon loss associated to them.

The objective of this paper is to contribute to fill this gap by proposing and testing a method to quantify land take dynamics associated to urban growth, and

estimate their effects in terms of carbon storage loss. Land take dynamics were analysed through the construction of transition matrices (Pontius *et al.*, 2004; ONCS, 2009). Particularly, a method proposed by Corona *et al.* (2012a) was implemented in order to estimate abundance and average size of the urban patches. Subsequently, the sampled urban patches were used as input for the assessment of change in carbon loss, both in biophysical and economic terms.

The study areas are represented by the Province of Rome and the Molise Region, in Italy (see Figure 8.1). These two areas were selected because of their different socio-economic context leading to different population density and urban growth patterns. This produced a typical polycentric urban form in Rome, and a very fragmented urban growth in Molise characterized by small patches mostly surrounded by rural lands. In Italy urban areas cover 7.1% of the land area, and grew by 500,000 in the period 1990-2008, at the expense of croplands in plains and low hills (Corona *et al.*, 2012b; Marchetti *et al.*, 2012a). However, few studies addressed urban growth and its impact in Italy (Romano and Zullo, 2013), due to the lack of reliable information and the high costs of updating. This lack highlights the need of improve land use monitoring systems and the necessity to develop new methodologies aiming to increase their informative power while containing the costs of realization and updating.

Materials and methods

Study area and available data

Analysis are carried on two very different study areas in central Italy, one of the ancient human dominated areas within the Mediterranean Basin, which has been indicated by Myers *et al.* (2000) as one of the four most significantly altered hotspots on Earth (Figure 8.1). In these areas natural capital has been altered by human population for thousands of years (Falcucci *et al.*, 2007) and its pressure is still rising, especially along the coast (Salvati *et al.*, 2012; Romano and Zullo, 2014). The Province

of Rome is one of the most populated and urbanized areas in Italy. It covers about 5,352 km² with a total population of 4,061,543 inhabitants (ISTAT, 2008). The territory mainly consist of hills (50%) and lowlands (30%), while mountains cover only a minor proportion (20%). Rome followed the spatial pattern of Mediterranean cities with a rapid transition from the traditional compact model to a scattered and polycentric urban form, characterized by huge expansion around the urban area (Salvati, 2013).

On the contrary, the Molise region is among the least dense and urbanized area in Italy, with a negative demographic rate during the past decades (ISPRA, 2014a; Sallustio *et al.*, 2013). This region has an extension of 4,438 km² with a total population of 313,660 inhabitants (ISTAT, 2008); mountainous (55.3%) and hilly (44.7%) areas cover the whole territory. Figure 8.2 shows land use of the two study areas at the year 2008.

Currently, different land use and land cover maps are available for both of the study areas. They are usually achieved through digital mapping processes or combination of automatic and semiautomatic processes of classification. The former is the case, for example, of Corine Land Cover (Maricchiolo *et al.*, 2004) and land use maps produced by the regional administrations, obtained through the visual interpretation of high-resolution ortophotos or satellite images. The latter is the case of the high resolution layers made available by the GMES Copernicus program (EEA, 2013). Despite their recognized utility, the scarce possibilities of updating, usually due to the high costs of images and photo-interpretation processes, represent serious barrages on using land use maps for monitoring land use and land cover change (LULCC) through time.

To overcome these limits, several inventory approaches have been developed and applied as a reliable alternative for LULCC monitoring. In Italy, different project are focused on LULCC using an inventory approach such as: the National Land Take Monitoring Network, performed by ISPRA using a stratified sampling methodology, which combines orthophotos interpretation and remote sensing data with high-resolution (ISPRA, 2014a); AGRIT where the sampling is based on an area frame from

1988 to 2000 and where a point frame (project POPOLUS) was introduced in 2001 (MIPAF, 2014); *Inventario dell'Uso delle Terre* (IUTI), based on point sampling and implemented by the Italian Ministry of Environment, Land and Sea as an instrument of the National Registry for forest carbon sinks for accounting GHG emissions (Corona *et al.*, 2012b).

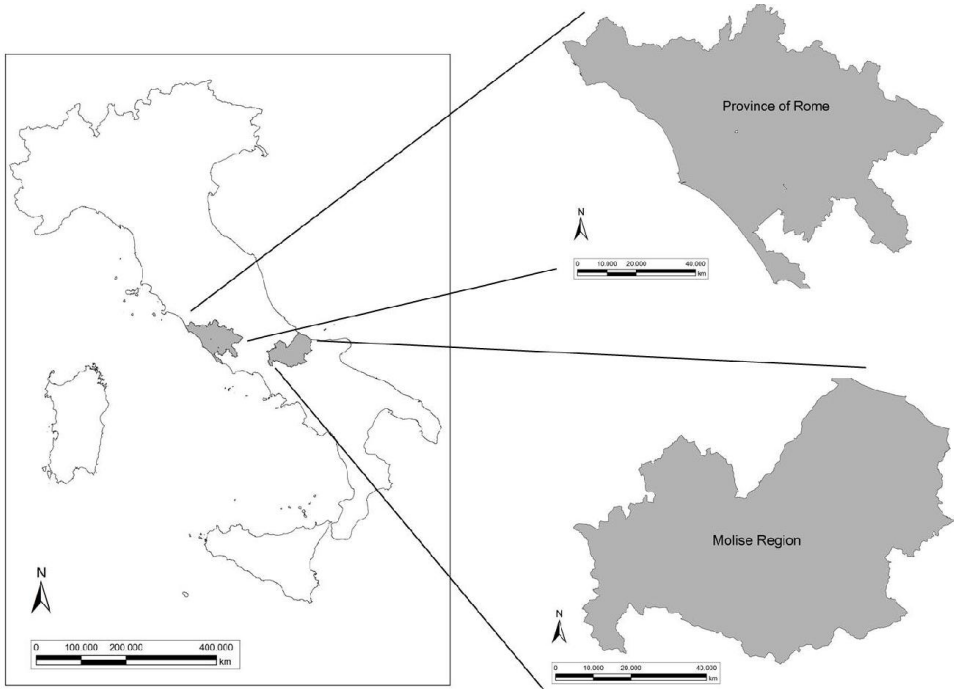


Figure 8.1 - Geographical location of the study areas .

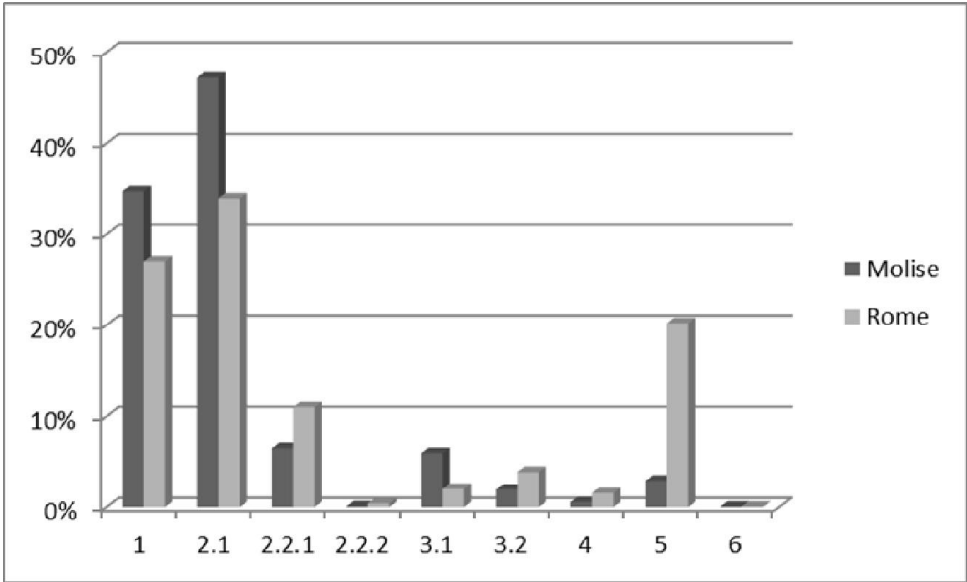


Figure 8.2 - Land use in the Molise Region and in the Province of Rome at the year 2008 according to IUTI classification (Tab. 8.1).

Land take assessment

Classification method and urban patches delineation

The IUTI dataset was used in this study due to specific characteristics: sample size, easy upgrades and uncertainty value estimate (Corona *et al.* 2007; Corona, 2010). The IUTI approach is here tested in order to estimate urban growth occurred from 1990 to 2008, and furtherly developed to estimate the changes in urban patches abundance and their average area at the two inventory occasions.

Localization of sampling points was carried out according to a tessellation stratified sampling design (also known as unaligned systematic sampling; Barabesi and Franceschi, 2011). The set of sample points was extracted using a 0.5 km square grid, geo-referenced and randomly located in each square cell and fully covering the study area. A total of 21,412 sample points were extracted for the Province of Rome and 17,737 for Molise Region.

Each sample point were photo-interpreted and classified according to the IUTI classification in Table 8.1 (for details, see Corona *et al.*, 2012b). It was carried out a visual interpretation and diachronic analysis of digital aerial orthophotos acquired at the years 1990 and 2008: 1990, TerraItaly 1988/1989, panchromatic aerial orthophotos, with spatial resolution of 1 m; 2008, TerraItaly 2008 dataset, digital color aerial orthophotos with spatial resolution of 0.5 m. For each sampling point, classified as urban at the year 1990 and/or at the year 2008, the urban patches including the sample point were mapped for both inventory occasions.

An overlap analysis was performed in order to identify patches transformed from other land use classes to urban, during the considered time-span. The previous dominant land use class (at the year 1990) was also assigned according to the IUTI classification to each new urban patch at the year 2008. The outputs of this diachronic analysis were the land use classification for each sample point at the years 1990 and 2008 and the corresponding map of urban patches (Figure 8.3) and their classification.

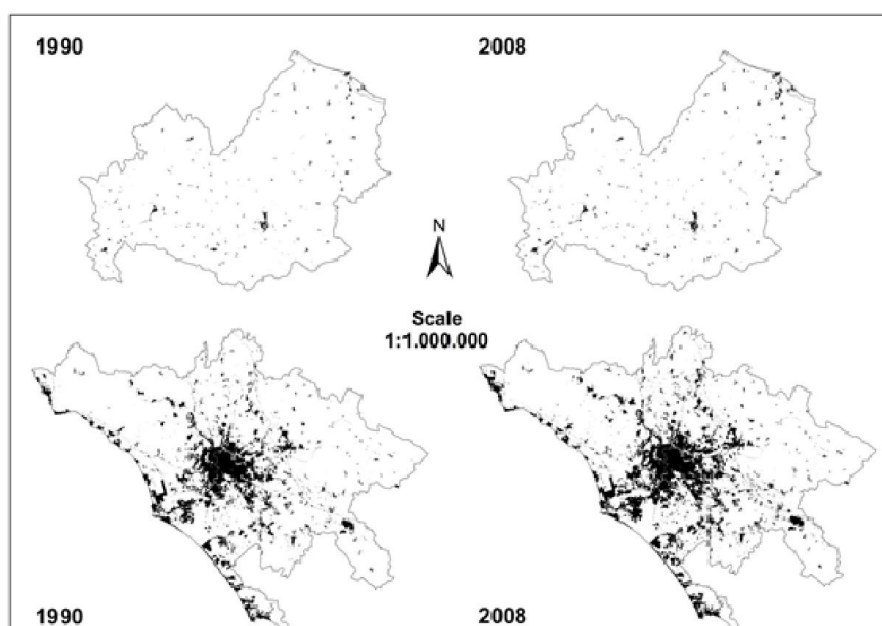


Figure 8.3 - Urban patches in 1990 and 2008 in Molise Region (above) and in the Province of Rome (below).

Table 8.1 - IUTI land use classification.

IUTI class	IUTI category level II	IUTI category level III	IUTI code
Forest land	<i>Woodland</i>		1
	<i>Wooded land temporarily unstocked</i>		
Cropland	<i>Arable land</i>		2.1
	<i>Permanent crops</i>	<i>Orchards, vineyards and nurseries</i>	2.2.1
		<i>Forest plantations</i>	2.2.2
Grassland	<i>Natural grassland and pastures</i>		3.1
	<i>Other wooded land</i>		3.2
Wetlands	-		4
Settlements	-		5
Other land	<i>Bare rock and sparsely vegetated areas</i>		6

Statistical estimation of the urban class

Let A_n be the coverage of the urban land use in each study area and be Q the extent of the area formed by the n squares covering this territory under the tessellation stratified sampling adopted by IUTI. The estimate of A_n is given by:

$$\tilde{A}_n = Q * p_{lk}$$

where:

$$p_{lk} = \frac{n_{lk}}{n}$$

n_u is the number of sample points classified as urban:

$$\hat{v}(\tilde{A}_n) = Q^{j2p_{lk}} \frac{(1-p_{lk})}{n-1}$$

According to Corona *et al.* (2012a), a suitable estimator of the variance of A_n .

The estimation of urban patches size, their abundance and changes from 1990 to 2008 with related standard errors, were performed applying the methodological approach proposed by Baffetta *et al.* (2011), originally used for urban forests' surface assessment (Corona *et al.*, 2012a). N denotes the abundance of urban patches over the study area and a_j denotes the size of each urban patch.

S denote the set of urban points selected at least once by the n sampling points. If the a_{js} are negligible with respect to Q , the quantities

$$\tilde{N}_n = \frac{Q}{n} \sum_{j \in S} \frac{1}{a_j}$$

$$\tilde{a}_n = \frac{m}{\sum_{j \in S} \frac{1}{a_j}}$$

constitute approximately unbiased estimators of N_u and average patch size, respectively. Moreover, the estimators of their variances are:

$$V_{n(\tilde{N})}^2 = \frac{1}{n(n-1)} \left\{ Q^2 \sum_{j \in S} \frac{1}{a_j^2} - nN_n^2 \right\}$$

$$V_{n(\tilde{a})}^2 = \frac{Q^2}{N_n^2 n(n-1)} \sum_{j \in S} \left(1 - \frac{a_n}{a_j} \right)^2$$

with nominal 95% confidence interval.

Carbon loss assessment

Changes in C storage due to the urbanization is based on differences of C stocked by different land use classes, and its loss or gain related to the transition from one class to another through time. Several ecosystem mapping and assessment tools with different aims and characteristics have been published during the last years, such as ARIES (Villa *et al.*, 2014), InVEST (Nelson *et al.*, 2013; Nelson and Daily, 2010) EcoAIM, ESR, ESvalue, NAIS, EcoMetrix, etc. (Martínez-Harms and Balvanera, 2012; Waage *et al.*, 2011). We decided to assess the changes of C stock both in biophysical and economic terms using the InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs) Carbon Storage and Sequestration model developed by the Natural Capital Project team (Daily *et al.*, 2009; Tallis *et al.*, 2013). We decided to use InVEST for different reasons, among which: a) it is a free and open-source software; b) it is organized in different tiers of difficulty of use and input data availability; c) it is able to assess several ecosystem services; d) it is based on the application of the production function approach, able to provide more accurate and policy-relevant results (Nelson and Daily, 2010). These characteristics enable its use in different contexts and its further future implementation for mapping and assessment

of other ecosystem services and their trade-offs. InVEST is a geospatial modeling framework tool that predicts the provision and value of ecosystem services, using land use/land cover maps and related biophysical, economic and institutional data. InVEST employs a simplified carbon cycle and evaluates the impact of LULCC on ecosystem services (Nelson *et al.*, 2009; Polasky *et al.*, 2011).

The model works applying the estimates of carbon stored by each land use class to produce a map of carbon storage for the considered carbon pools. For each class, the model requires an estimate of the amount of carbon stored by each of four fundamental C pools.

All the data concerning carbon storage were assigned according to the Good Practices Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry (GPG-LULUCF) classification and definition: living biomass, both above ground and below ground, dead organic matter, including dead wood and litter, and soils as soil organic matter in the upper 30 cm (Woomer *et al.*, 2004; Gockowski and Sonwa, 2011; Adu-Bredu *et al.*, 2011; Asase *et al.*, 2011; Yao *et al.*, 2010; Leh *et al.*, 2013).

Values for each C pool and LU class were attributed applying the IPCC methodology (IPCC, 2003, 2006), using data from bibliography review (Table 8.2). We assumed, according to the conservative approach proposed by the tier 1 of the Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2006), that settlements do not contribute to C storage. Moreover we did not take into account C stored in wetlands because land take did not occurred at the expense of this LU class during the observed time-span.

For the C storage at the year 1990 we assumed the carbon storage equilibrium (steady-state level) due to its long persistence in each grid cell. Therefore, this dataset was implemented in all the mapped patches to assess the net change in C stock due to land take in the period 1990-2008, assuming that change in carbon stocks is only due to LULCC.

Here we report the economic value of carbon storage as the Social Cost of Carbon (SCC). The SCC, also known as the marginal damage cost of carbon dioxide, is

defined as the net present value of the incremental damage due to a small increase in carbon dioxide emissions. The choice of SCC is due to the fact that it would be equal to the Pigouvian tax that could be placed on C (Tol, 2009). Therefore, in our case, the final total SCC hypothetically represents the social cost related to the land take over time. We used a SCC of 37\$ Mg⁻¹ of CO₂ (about 109€ Mg⁻¹ of elemental C) (OIRA, 2013), and assumed this value stable from 1990 to 2008. We used a discount rate of 7% per year, which is one of the typical values suggested used for cost-benefits analysis of environmental projects (Stern, 2007). The discount rate has been used to refer all the economic values to a unique time, the 2008. Moreover, this value falls within the range of 5-10% per annum suggested by several economic studies (e.g. Nordhaus, 2007), avoiding the misallocation of monetary resources and judge climate change mitigation activities similarly to all other policies. Thinking about urban policy and planning, this estimate could represent an attempt to internalize the externality and restore the market to the efficient solution. The results in terms of biophysical and economic benefits obtained for the sample patches were extended to the whole surface by statistical inference.

Table 8.2 - C stock (Mg C ha⁻¹) in each terrestrial LU class and C pool and references used for the C pools' values. (*) According to the tier 1 proposed by IPCC (2006), the most conservative approach has been used, meaning that urbanization causes carbon stocks to be entirely depleted. () Concerning other land converted to settlements, change in carbon stocks has been not estimated, according to the GPG (IPCC, 2003), as no change in carbon stocks in the other land has been assumed.**

IUTI code	Above ground (Mg C ha ⁻¹)	Below ground (Mg C ha ⁻¹)	Dead Organic Matter (Mg C ha ⁻¹)	Soil Organic Carbon (Mg C ha ⁻¹)	Total (Mg C ha ⁻¹)
1	59.5 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	11.525 (Est. ISPRA, 2014b)	5.295 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	76.1 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	143.42
2.1	5 (ISPRA, 2014b)	/	/	53.1 (Chini <i>et al.</i> , 2012)	58.1
2.2.1	10 (ISPRA, 2014b)	/	/	52.1 (Chini <i>et al.</i> , 2012)	62.1
2.2.2	28.55 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	5.25 (Est. ISPRA, 2014b)	1.75 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	63.9 (Gasparini & Tabacchi, 2011)	99.45
3.1	/	/	/	78.3 (ISPRA, 2014b)	78.3
3.2	3.05 (IPCC, 2003)	/	/	60.9 (ISPRA, 2014b; Alberti <i>et al.</i> , 2011)	63.95
5	*	*	*	*	*
6	**	**	**	**	**

Results

Estimation of urban area

Table 8.3 shows the main results of the statistical survey carried out. Sampling points classification and polygon delineation at the year 1990 and 2008 highlight that urban areas in Province of Rome covered about 15.1% of the whole territory at the year 1990 and has increased to 20.4% at the year 2008 Urban areas in Molise are smaller, increasing from 2.0% of the land area to 2.9% during the period 1990-2008 (Figure 8.4). Land take by urban areas expansion amounted to 28,000 ha and 3,850 ha in Rome and Molise, respectively. The Province of Rome showed a smaller

increase in total urban area compared to Molise, with a percentage increase, of respectively, 35% and 45% respect to the 1990.

Table 8.3 - Estimates of number of urban patches (\tilde{N}_n), urban coverage (\tilde{A}_n) and urban patch average area (\tilde{a}_n) with relative standard errors.

Study area	Year	\tilde{N}_n	$V_n(\tilde{N})$ %	\tilde{A}_n ha	$V_n(\tilde{A})$ %	\tilde{a}_n ha	$V_n(\tilde{a})$ %
Molise Region	1990	2,449	10.1	9,000	5.2	3.68	7.6
	2008	3,455	8.5	12,850	4.3	3.72	6.2
Province of Rome	1990	10,763	4.9	81,037	1.7	7.53	4.4
	2008	13,989	4.2	109,026	1.4	7.79	3.8

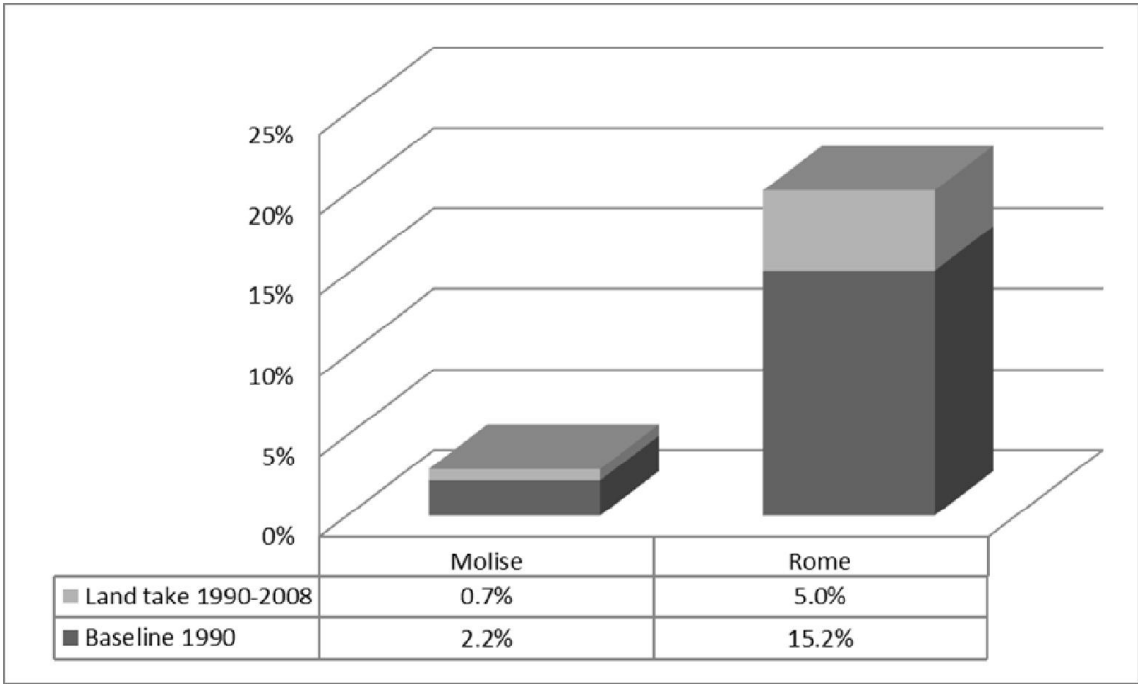


Figure 8.4 - Urban coverage in 1990 and land take occurred between 1990 and 2008 in the study areas.

It is important to highlight that in the Province of Rome not all of the new mapped urban patches at 2008 derive from a different land use class in 1990. About 16.8% of new mapped urban patches were already urban at that time. Therefore it is

not completely correct saying that land take in the Province of Rome has interested about 28,000 ha, because approximately 4,700 ha of them were already urban in 1990, but mapped just at 2008. Ultimately, the effective amount of land take occurred in Rome between 1990 and 2008 is about 23,300 ha. Several new urban areas were developed on vacant lands placed between two urban patches already existent, becoming a rejoining element of the urban fabric. Despite these trends of urban densification within the cities' cores, urban sprawl continue to affect the rural landscape as demonstrated by the increase of urban patches number and the substantial stability of their size. This phenomenon has an important meaning on economic, social and environmental impact of urban growth. It is particularly evident in Molise, where the urban patches number increased by 41% at 2008 and the increase in the average urban patch size is less than 1%, respect to the 3.4% of Rome.

The estimated average area of urban patches has remained stable from 1990 to 2008, with a slight increase in both territories. The average area of the urban patches is twice in Rome. The number of estimated urban patches is higher in Rome, but the increase observed during the considered time-span is lower compared to Molise. In fact, the number of urban patches has increased of 41% in Molise respect to 30% estimated in Rome. The Molise region shows higher standard errors for all the estimators compared to Rome, depending on the less consistency of urban areas.

Furthermore, looking at Figure 8.5, it is evident that the land take occurred at the expense of different LU classes in the two study areas. Although in both of cases the majority of the phenomenon has been observed on croplands, this is particularly evident in Rome, where about the 90% of the land take occurred on this class. This percentage is lower in Molise (about 61%), where land take is also remarkable on pastures and grasslands.

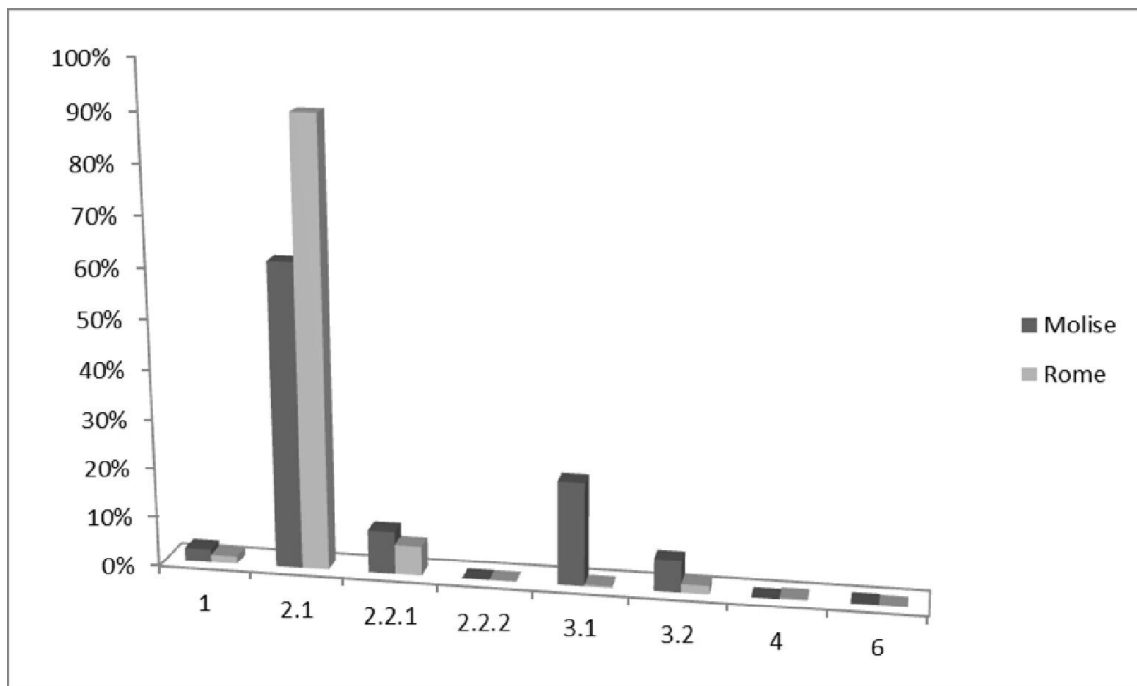


Figure 8.5 - LU class affected by land take between 1990 and 2008 in the study areas.

Carbon loss between the years 1990 and 2008

Average carbon densities in terrestrial LU decrease with increasing moving from natural to human-influenced LU classes. We found the highest C densities in forests (143.42 Mg C ha⁻¹), while the lowest is in the croplands (58.1 Mg C ha⁻¹). The smallest C density's values were found in dead organic matter and below ground biomass, while the greatest is stored in soil.

Change in C storage due to land take on the sample patches estimated using the InVEST model proves that: in Molise Region carbon stock has decreased about 111,954 Mg, while in the Province of Rome carbon loss is about 904,536 Mg.

By statistical inference these results of carbon losses can be extended to the whole area so that from 1990 to 2008 the Molise region had a total decrease of 252,335 Mg C (about 14,018 Mg C year⁻¹), corresponding to a total economic loss at 2008 of 54,619,258 € (about 3,034,403 € year⁻¹). The same estimates for Rome's territory provide a total loss of 1,390,234 Mg C (about 77,235 Mg C year⁻¹) and an economic loss at 2008 of 300,922,997 € (about 16,717,944 € year⁻¹). This mean that C

loss due to urbanization occurred between 1990 and 2008 amount to 59.7 and 65.5 Mg C ha⁻¹ in Rome and Molise respectively. This corresponds to a mean economic loss of 12,920 € ha⁻¹ in Rome and 14,186 € ha⁻¹ in Molise. These values represent the average SCC per hectare related to the urbanization. The higher values estimated in Molise (both in biophysical and economic terms) are related to the high percentage of land take occurred at the expense of LU classes such as grasslands, which have a higher total C density than croplands.

Discussion

The ecological meaning of land take

The study of the land take in the two different areas highlighted the higher severity of the urban growth issue in the Province of Rome respect to Molise Region. Indeed, while at 2008 settlements covered about 19.6% of the Rome's territory, gaining 4.9% respect to 1990, it represented only the 2.9% of the Molise's territory, gaining 0.9% respect to the baseline.

This dramatic increase in settlements in both of the study areas led to a decrease in C stocks. Although the total C loss is higher in Rome, the unitary values are higher in Molise (+9.7%, corresponding to 5.8 Mg C ha⁻¹). This is due to the higher incidence of land take on semi-natural land uses in Molise, characterized by high values of C densities. In fact, in accordance with other studies, the ecological consequences of urban growth are strongly related to the previous land use (Jenerette *et al.*, 2006; Pouyat *et al.*, 2006; Pickett *et al.*, 2008). We can conclude that there is a sort of anthropogenic gradient affecting the urbanization impact on C loss. Therefore, the higher the naturalness of the territory, the higher the C loss. This is the case of forests, which, as even demonstrated by Zhang *et al.*, (2012), once converted are responsible of the highest unit values of C loss (Figure 8.6).

To give a sense of the magnitude of the C loss associated to land take in the study areas, we compared it with the C stock and sink in the National Park of

Abruzzo, Lazio and Molise (PNALM), one of the largest National Park in Italy, which includes parts of the two study areas. The forest cover in the PNALM is about 37,962 ha, mainly dominated by beech forests. C stocked by forest aboveground biomass is about 3.3 M Mg C and the C sink is about 65,900 Mg C year⁻¹ (Marchetti *et al.*, 2012b). This means that the total C loss due to the urban growth occurred between 1990 and 2008 in Molise and Rome corresponds to about 49.5% of the C stocked by forests within the PNALM. Concerning the annual C loss, urbanization in the two study areas amounts to 91,253 Mg C year⁻¹, exceeding then the forest annual C sink of the PNALM for the 38.5%.

Yet, in order to increase the awareness of policy makers on the C footprint of urban growth, it could be interesting to simulate the implementation of project such as the realization and maintenance of urban green spaces as a mitigation strategy. Strohbach *et al.* (2012a) estimated a C sequestration between 137 and 162 Mg CO₂ ha⁻¹ (37.3 and 44.1 Mg C ha⁻¹ respectively) for a 50 years urban green space project in Germany. In our case, this would correspond to the realization of 40,000 hectares of urban green spaces to balance the C loss related to the total urban growth occurred in both the study areas. This represents a very interesting data thinking that it is almost coincident with the total amount of the urban forests coverage currently present in the whole Italian territory (43,000 ha; Corona *et al.*, 2012a)

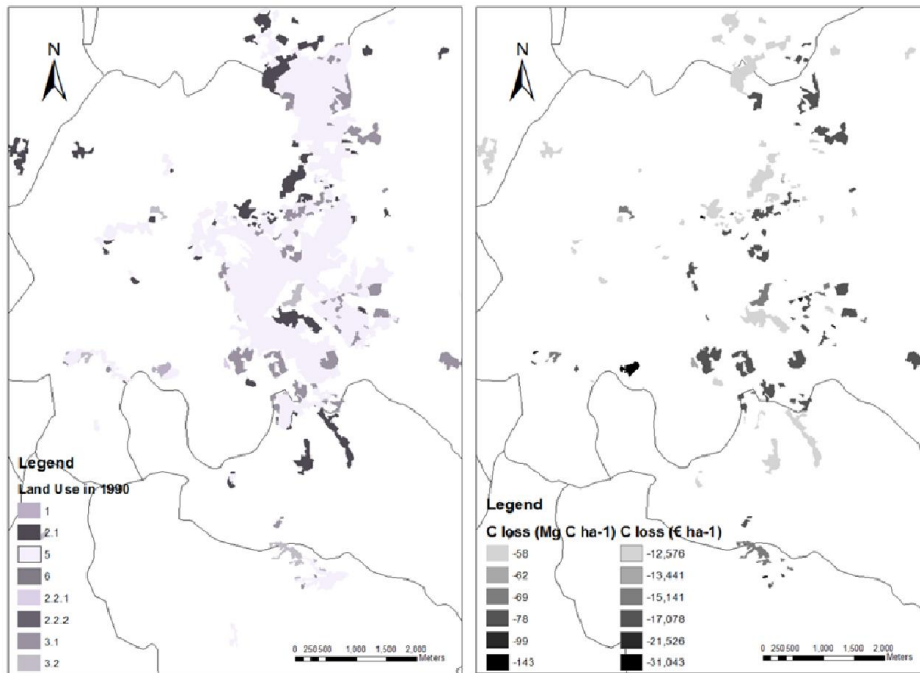


Figure 8.6 - Urban growth at the expense of different LU classes involves different impacts on C loss, both in biophysical and economic terms (Detail of the study area).

Risks and opportunities towards new paradigms for urban planning

LULCC is not always strongly related to population growth, but other individual and social conditions must be taken into account (Lambin *et al.*, 2001). This is particularly evident in our case studies, where the increase in the number of urban patches and the stability of their size, especially in Molise region, combined with the densification of urban fabric within the cities, highlighted the duality of the urban growth patterns: compact but often under-used inside existing cities boundaries (urban shrinkage), more fragmented and scattered outside them (urban sprawl). With particular regard to the latter, as reported by Romano and Zullo (2012), in Italy, during the past 50 years, the urban growth has been characterized by “a huge dispersion in diffused forms scarcely governed by interpretable rules, leading to the systematic reproduction of a city model “lacking town planning”. Moreover, Different urban forms and spatial structures may imply different forms of land take containment, especially in terms of green infrastructure planning in the vulnerable

areas as wildland-urban interface (WUI; Elia *et al.* 2014). The quantitative limits to the admissible increase in urbanized areas are not sufficient. Additional parameters should be considered, among which: the shape of such areas, the territorial dispersion indices and the density and types of transport networks (Romano and Zullo, 2013).

On the other hand, analyzing demographic data provided by the National Institute of Statistics, between 1990 and 2008 the Province of Rome grew by about 110,000 inhabitants (+2.9% respect to 1990), while the trend has been negative in Molise (-13,000 inhabitants, corresponding to about 4% of the population at 1990). In our case it is particularly evident that the urban growth is completely independent from housing demand and needs related to the demographic trend. The consequent decrease in population within cities, leads to the concept of shrinking cities (Haase *et al.*, 2014), which is considered as an important issue especially in Europe (Turok and Mykhnenko, 2007; Kabisch and Haase, 2011). Urban shrinkage involves at the same time new risks, challenges and opportunities for future land use policy and management. On one side it implies dramatic impacts such as: under-utilization, de-densification and vacancy, demolition and resulting gray fields and brownfields in the compact areas (Schilling and Logan, 2008), new land take outside (Salvati *et al.*, 2012) and other problems related to the policy and management strategies (Couch *et al.*, 2012). Yet, as partially demonstrated in our study, the removal of vegetation, the addition of impervious surfaces and increases in local fossil fuel usage due to urban growth, are typically associated with significant carbon emissions (Hutyra, 2011a). On the other side, the effect of urban shrinkage on urban spaces, especially those related to de-densification and vacancy, offers great potential to "re-create", enhance and implement urban green space (Haase *et al.*, 2014). The implementation of new green spaces and green infrastructure in urban and peri-urban areas leads to the enhancement of several ecosystem services provision, among which C storage and sequestration (Strohbach *et al.*, 2012a).

The assessment of biophysical and economic consequences of land take on ecosystem services may represent an important tool for public administrations, which can be applied during the SEA of their policies, plans and programs. For example, the SCC may be used to suggest suitable form of taxation on urban growth, as a way to compensate its negative effects. This hypothetical Pigouvian tax may have a double effect: a) disincentive land take promoting the requalification of existing settlements; b) offer the possibility to the administrations to invest the income in urban green space projects to mitigate the negative effects of new urbanization. In this perspective, our estimates of 12,920 € ha⁻¹ in the Province of Rome and 14,186 € ha⁻¹ in Molise region, may represent a first attempt to define appropriate off-set measures for land take. However, it is important to remember that in our case these values refer only to carbon storage, ignoring other ecosystem services and their positive or negative trade-offs. An additional result of this economic tool, consisting to relieve the pressure of urban growth on land uses with high ecosystem services value (e.g. forests), could be achievable diversifying the value of the tax depending on the previous land use. In our case, for example, this distinction would result in about 31,043 € ha⁻¹ in case of urbanization at the expense of forests and 12,576 € ha⁻¹ for croplands (Figure 8.6).

Considering that approximately 78% of the European population lives in urban areas (EEA, 2006), it is fundamental to include consideration of ecosystem services during impact assessment of urban policies and plans, in order to promote urban sustainability and resilience. Ecosystem services assessment and valuation represent a potentially helpful support tool, especially for awareness raising, economic accounting, priority-setting, incentive design, alternative comparison and conflict resolution (TEEB, , 2010; Barton *et al.*, 2012; Gómez-Baggethun and Barton, 2013; Geneletti, 2013).

Limitations of the study

Although several studies demonstrate that urban areas are able to store reasonable quantities of C (Larondelle and Haase, 2013; Zhang *et al.*, 2012) in green spaces and urban trees (e.g. Tao *et al.*, 2014; Vaccari *et al.*, 2013; Strohbach *et al.*, 2012b; Churkina *et al.*, 2010; Tian *et al.*, 2008; Pickett *et al.*, 2008; Han *et al.*, 2007) we decided to not consider these quantities. In accordance with the IPCC- tier 1 guidelines (2006), we opted for a more conservative approach, which gave us the opportunity to set up a sort of carbon baseline related to urban growth. Despite of its scientific limit, mainly related to the underestimation of C stock in urban areas, the more conservative approach results particularly useful in our case for different reasons, among which: a) the absence of inventory data on C storage in urban green spaces (urban forests, garden, boulevard etc.) applicable at regional scale; b) the huge variability of C stored by urban green spaces, which is heavily affected by the age of the stands, their design and management (Strohbach *et al.*, 2012a), suggesting to avoid the use of data from literature; c) the conservative approach could be particularly suitable to increase the awareness of policy makers in context like the Italian one, where, despite the international commitment to reach the no (zero) net land uptake by 2050 (European Commission, 2011), the actual trend resulted to be very far from this objective. Furthermore, this underestimation is partly balanced by the use of 0.5 ha and 20 m width as minimum thresholds for the identification of urban areas, thus excluding the isolated houses and the scarcely dense settlements, which are well represented especially in rural contexts, and their impact on C storage. Finally, another limitation of the study is the simplified carbon cycle considered by the InVEST model leading to some assumption, such as: a) the steady-state level of C storage within each land use class; b) the incapacity of C to moves from one pool to another (Tallis *et al.*, 2013).

Conclusions

The fast growth of the urbanization, especially in sensitive areas represents a global issue. Monitoring urban growth is crucial, especially in Europe, where the target is to achieve the objective of no (zero) net land uptake by 2050 (European Commission, 2011).

In this paper we tested an innovative methodology for monitoring land take and its effects on ecosystem services (in particular C loss) widely applicable to other multi-scale contexts. Such a methodology could be particularly helpful in contexts where there is a lack in coordinated survey activities and LULCC monitoring. This is the case of Italy, where local and regional studies and monitoring programs use different methodologies usually based on wall to wall land use mapping lacking on statistical accuracy. Differences in methodologies, time-span coverage and land use classification systems used among different territorial contexts, lead to the difficulty in a) data standardization; b) their use to support SEA of land use policy and planning at larger scale; c) the comparison across different territorial contexts. The latter, particularly, could be a helpful approach to control and verify the effect of different land management strategies promoting the implementation of best practices.

This study intended to present an approach easily applicable at different spatial scale even if they are characterized by the lack of available input data. In fact, despite the low realization and updating costs, the integration of inventory and cartographic approach resulted able to provide estimates with an adequate statistical accuracy, enhancing at the same time their individual informative power. Moreover, the possibility to use a spatial explicit tool like InVEST, allows to identify hotspot of C loss due to urban growth, thus providing a useful support for land use planning.

The accounting of the economic value related to C loss, could act as an additional tool able to enhance the awareness of policy makers on urban growth impact on ecosystem services. Impacts on some ecosystem services are still widely neglected during SEA of land use planning because of their economic invisibility respect to

other issues, such as urban infrastructure, settlements etc. The assessment of impacts on ecosystem services, mainly in human dominated ecosystems, may help to reconcile the historical bias between nature and human improving and completing the costs-benefits analysis related to particular choices, policies, plans and projects (Jansson, 2013). Therefore, it will play an important role supporting future policies aimed to satisfy human needs but at a smaller cost on natural systems (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Our results strongly encourage the joint use of monitoring approaches of land take with ecosystem services assessment and valuation to better understand the concept of sustainability in urban areas and its implications on other ecosystems. As suggested by Larondelle and Haase (2013), to use and maintain resources sustainably, land use decision-making processes have to incorporate ecological principles considering an a urban-rural continuum.

References

Adu-Bredu S., Abekoe M., Tachie-Obeng E., Tschakert P. (2011) - Carbon stock under four land use systems in three varied ecological zones in Ghana. In: Bombelli, A., Valentini, R. (Eds.), Proceedings of the Open Science Conference on "Africa and Carbon Cycle: The CarboAfrica Project" 25–27 November 2008, Accra (Ghana). World Soil Resources. FAO, Rome, (105), 105–113.

Alberti G., Leronni V., Piazzini M., Petrella F., Mairota P., Peressotti A., Piussi, P., Valentini R., Gristina L., La Mantia T., Novara A., Rühl J. (2011) - Impact of woody encroachment on soil organic carbon and nitrogen in abandoned agricultural lands along a rainfall gradient in Italy. *Reg Environ Change*, (11), 917- 924.

Asase A., Wade S., Ofori-Frimpong K., Hadley P., Norris K., (2011) - Carbon storage and the health of cocoa agroforestry ecosystems in south-eastern Ghana. In: Bombelli, A., Valentini, R. (Eds.), Proceedings of the Open Science Conference on

"Africa and Carbon Cycle: The CarboAfrica Project" 25–27 November 2008, Accra (Ghana). World Soil Resources Report No. 105. FAO, Rome, 131–143.

Baffetta F., Fattorini L., Corona P. (2011) - Estimation of woodlot and tree row attributes in large-scale forest inventories. *Environmental and Ecological Statistics*, 18(1), 147–167.

Barabesi L., Franceschi S. (2011) - Sampling properties of spatial total estimators under tessellation stratified designs. *Environmetrics*, 22(3), 271-278.

Catalán B., Saurí D., Serra P. (2008) - Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in the Barcelona metropolitan region 1993–2000. *Landscape and Urban Planning* 85 (3–4), 174-184.

Chiesura A. (2004) - The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning*, 68(1), 129-138.

Chiti T., Gardin L., Perugini L., Quarantino R., Vaccari F.P., Miglietta FR., Valentini R. (2012) - Soil organic carbon stock assessment for the different cropland land uses in Italy. *Biol Fertil Soils*, 48, 9-17.

Churkina G. (2008) - Modeling the carbon cycle of urban systems. *Ecological Modeling*, 216, 107-113.

Churkina G., Brown D.G., Keoleian G. (2010) - Carbon stored in human settlements: the conterminous United States. *Global Change Biology*, 16, 135-143.

Corona P., Fattorini L., Chirici G., Valentini R., Marchetti M. (2007) - Estimating forest area at the year 1990 by two-phase sampling on historical remotely sensed imagery in Italy. *Journal of Forest Research*, 1, 8-13.

Corona P. (2010) - Integration of forest inventory and mapping to support forest management. *iForest*, 3, 59-64.

Corona P., Barbati A., Tomao A., Bertani R., Valentini R., Marchetti M., Perugini L. (2012b) - Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 5(4), 204.

Corona P., Agrimi M., Baffetta F., Barbati A., Chiriaco M. V., Fattorini L., Pompei E., Valentini R., Mattioli W. (2012a) - Extending large-scale forest inventories to assess urban forests. *Environmental monitoring and assessment*, 184(3), 1409-1422.

Couch C., Cocks M., Bernt M., Grossmann K., Haase A., Rink D. (2012) – Shrinking cities in Europe. *Town & Country Planning*, 44, 264-270.

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. *Front. Ecol. Environ.* 7, 21-28.

EEA (2006) - Urban Sprawl in Europe. The ignored challenge. Report 10. European Environment Agency, Copenhagen. Retrieved from http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_10

EEA (2013) - GIO Land High Resolution Layers (HRLs) – summary of product specifications. From <http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/gio-land-high-resolution-layers-hrls-2013-summary-of-product-specifications>

Elia M., Laforteza R., Colangelo G., Sanesi G., (2014) - A streamlined approach for the spatial allocation of fuel removals in wildland–urban interfaces. *Landscape Ecology*, 1-1.

Ellis C. E., Ramankutty N. (2008) - Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Frontier in Ecology and the Environment*, 6.

Elmqvist Th., Fragkias M., Goodness J., Güneralp B., Marcotullio P.J., McDonald R.I., Parnell S., Schewenius M., Sendstad M., Seto K.C., Wilkinson C. (2013) -

Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges 175 and Opportunities: A Global Assessment, 775.

Escobedo F. J., Kroeger T., Wagner J.E. (2011) - Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8), 2078-2087.

European Commission, (2011) - Roadmap to a Resource Efficient Europe.
http://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/about/roadmap/index_en.htm

Falcucci A., Maiorano L., Boitani L. (2007) - Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecol* 22:617–631

Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. (2005) - Global consequences of land use. *Science* 309, 5734 570-574.

Gasparini P., Tabacchi G. (2011) - L'Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC 2005. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali; Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Edagricole-Il Sole 24 ore, Bologna. 653.

Geneletti D. (2015) - Research in Strategic Environmental Assessment needs to better address analytical methods. *Journal of Environmental Assessment, Policy and Management*, in press.

Geneletti D. (2013) - Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 25-25.

Gockowski J., Sonwa D. (2011) - Cocoa intensification scenarios and their predicted impact on CO2 emissions, biodiversity conservation, and rural livelihoods in the Guinea rain forest of West Africa. *Environ. Manage.* 48, 307-321.

Gòmez-Baggethun E., Barton D.N. (2013) - Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245.

Han F.X., Plodinec M.J., Su Y., Monts D.L., Li Z., (2007) - Terrestrial carbon pools in South and south-central United States. *Climatic Change*.

Haase D., Haase A., Rink D. (2014) - Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 132, 159-169.

Hutyra L., Yoon B., Alberti M. (2011a) - Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle, WA region. *Global Change Biology*, 17, 783-797.

Hutyra L.R., Yoon B., Hepinstall-Cymerman J., Alberti M. (2011b) - Carbon consequences of land cover change and expansion of urban lands: A case study in the Seattle metropolitan region. *Landscape and Urban Planning*, 103(1), 83-93.

Imhoff M.L., Bounoua L., Ricketts T., Loucks C., Harris R. and Lawrence W.T. (2004) - Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429, 870-873.

IPCC (International Panel on Climate Change) (2003) - Good practice guidance for LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry).

<http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gpoglulucf/gpoglulucf.html>

IPCC (International Panel on Climate Change) (2006) - Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Use).

<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

ISPRA (2014a) - Il consumo di suolo in Italia (Land take in Italy). Retrieved from - <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/il-consumo-di-suolo-in-italia>

ISPRA (2014b) - Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2012. National Inventory Report 2014. ISPRA, Rapporti 198/14. ISBN 978-88-448-0654-5. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/italian-greenhouse-gas-inventory-1990-2012-national-inventory-report-2014>

ISTAT (2008) - Demographic statistics of the National Institute of Statistics of Italy. http://www.istat.it/it/lazio/dati?q=gettableterr&dataset=DCIS_POPORESBIL1&dim=82,0,3,0&lang=2&tr=0&te=1

Jansson A. (2013) - Reaching for a sustainable, resilient urban future using the lens of ecosystem services. *Ecological Economics*, 86, 285-291.

Jenerette G.D., Wu J., Grimm N.B., Hope D. (2006) - Points, patches, and regions: scaling soil biogeochemical patterns in an urbanized arid ecosystem. *Global Change Biology*, 12, 1532-1544.

Kabisch N., Haase D. (2011) - Diversifying European agglomerations: Evidence of urban population trends for the 21st century. *Population, Space and Place*, 17, 236-253.

Lambin E.F., Turner B.L., Geist H.J., Agbola S.B., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O.T., Dirzog R., Fischer G., Folkei C., Georgej P.S., Homewoodk K., Imbernonl J., Leemansm R., Lin X., Morano E.F., Mortimorep M., Ramakrishnanq P.S., Richardsr J.F., Skanes H., Steent W., Stoneu G.D., Svedinv U., Veldkampw T.A., Vogel, C., Xuy J. (2001) – The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global EnvironmentalChange* 11(4), 261-269.

Larondelle N., Haase D. (2013) - Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: A cross-analysis of European cities. *Ecological Indicators*, 29, 179-190.

Leh M.D., Matlock M.D., Cummings E.C., Nalley L.L. (2013) - Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 165, 6-18.

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012a) - Changes of forest coverage and land uses as assessed by the inventory of land uses in Italy. *Forest@ - Rivista Di Selvicoltura Ed Ecologia Forestale*, 9(4), 170-184.

Marchetti M., Sallustio L., Ottaviano M., Barbati A., Corona P., Tognetti R., Zavattoni L., Capotorti G. (2012b) - Carbon sequestration by forests in the National Parks of Italy. *Plant Biosystems. An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Società Botanica Italiana*, 146(4), 1001-1011.

Marchetti M., Lasserre B., Pazzagli R., Sallustio L. (2013) - Rural areas and urbanization: analysis of a change. *Scienze del territorio*, (2), 239-258.

Maricchiolo C., Sambucini V., Pugliese A., Blasi C., Marchetti M., Chirici G., Corona P. (2004) - La realizzazione in Italia del progetto europeo I&CLC2000: metodologie operative e risultati, atti dell'8^a conferenza Nazionale ASITA "Geomatica: standardizzazione, interoperabilità e nuove tecnologie", Rome.

Martínez-Harms M. J., Balvanera P. (2012) - Methods for mapping ecosystem service supply: a review, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), 17-25.

Millennium Ecosystem Assessment (2005) - *Ecosystems and human well-being: synthesis. A report of the millenium ecosystem assesement*. Island Press, Washington.

MIPAF (2014) - The AGRIT project. <http://www.sian.it/public/Agrit-Bollettini.html>

Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A.B., Kent J. (2000) - Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.

Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D., Chan K.M., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M., Lonsdorf E., Naidoo R., Ricketts T.H., Shaw M. (2009) - Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7, 4-11.

Nelson, E. and G.C. Daily. 2010. Modelling ecosystem services in terrestrial systems. *F1000 Biology Reports* 2: 53.

Nelson E., Sander H., Hawthorne P., Conte M., Ennaanay D., Wolny S., Polasky S. (2010) - Projecting global land-use change and its effect on ecosystem service provision and biodiversity with simple models. *PloS one*, 5(12), 14327.

Nelson E., N. Bhagabati D., Ennaanay E., Lonsdorf D., Pennington M. Sharma A. (2013) - Modeling Terrestrial Ecosystem Services. Chapter 427 in S. Levin, ed. *Encyclopedia of Biodiversity*, 2nd Edition. Amsterdam: Elsevier,

Nordhaus W.D. (2007) - Critical assumptions in the Stern review on climate change. *Science*, 317, 201-202.

Office of Information and Regulatory Affairs (2013) - Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis.

<http://www.whitehouse.gov/blog/2013/11/01/refining-estimates-social-cost-carbon>

ONCS (2009) - Primo rapporto dell'Osservatorio Nazionale sul Consumo di Suolo, 128.

Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Groffman P.M., Band L.E., Boone C.G., Burch Jr. W.R., Grimmond C., Susan B., Hom J., Jenkins J.C., Law N.L., Nilon C.H., Pouyat R.V., Szlavetz K., Warren P.S., Wilson M.A. (2008) - Beyond urban legends: an

emerging framework of urban ecology as illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience*, 58, 139-150.

Polasky S., Nelson E., Pennington D., Johnson K. (2011) - The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: a case study in the state of Minnesota. *Environ. Resour. Econ.* 48, 219-242.

Pontius R.G., Shusas E., McEachern M. (2004) - Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2-3), 251-268.

Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D.J. (2006) - Carbon storage by urban soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1566-1575.

Raciti S.M., Hutya L.R., Finzi A.C. (2012) - Depleted soil carbon and nitrogen pools beneath impervious surfaces. *Environmental Pollution*, 164, 248-251.

Romano B., Zullo F. (2012) - Land urbanization in Central Italy: 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*, 9(2), 143-164.

Romano B., Zullo F. (2013) - Models of urban land use in Europe: assessment tools and criticalities. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, IGI Global, 4 (3), 1947-3192.

Romano B., Zullo F. (2014) - The urban transformation of Italy's Adriatic coastal strip: Fifty years of unsustainability. *Land Use Policy*, 38, 26-36.

Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M. (2013) - Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *Territori*, (18), 46-53.

Salvati L. (2013) - Urban containment in action? Long-term dynamics of self-contained urban growth in compact and dispersed regions of southern Europe. *Land Use Policy*, 35, 213-225.

Salvati L., Munafo M., Gargiulo Morelli V., Sabbi A. (2012) - Low-density settlements and land use changes in a Mediterranean urban region. *Landscape and Urban Planning*, 105(1), 43-52.

Satterthwaite D. (2008) - Cities' contribution to global warming: Notes on the allocation of greenhouse gas emissions. *Environment and Urbanization*, 20, 539-549.

Seto K.C., Güneralp B., Hutyrá 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.

Schilling J., Logan J. (2008) - Greening the rust belt: A green infrastructure model for right sizing America's shrinking cities. *Journal of the American Planning Association*, 74(4), 451-466.

Schneider A., Woodcock C.E. (2008) - Compact, dispersed, fragmented, extensive? A comparison of urban growth in twenty-five global cities using remotely sensed data, pattern metrics and census information. *Urban Studies*, 45, 659-692.

Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B. (2007) - Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge and New York: Cambridge University Press, 996.

Stern N. (2007) - The economics of climate change: the Stern review. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Strohbach M.W., Arnold E., Haase D. (2012a) - The carbon footprint of urban green space—A life cycle approach. *Landscape and Urban Planning*, 104, 220-229.

Strohbach M.W., Haase D. (2012b) - Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landscape and Urban Planning*, 104(1), 95-104.

Svirejeva-Hopkins A., Schellnhuber H.J., Pomaz V.L. (2004) - Urbanized territories as a specific component of the Global carbon cycle. *Ecological Modelling*, 173, 295-312.

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., Griffin R., Glowinski K., Chaumont N., Perelman A., Lacayo M., Mandle L., Griffin R., Hamel P., Chaplin-Kramer R. (2013) - InVEST 2.6.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford.

Tao Y., Li F., Wang R., Zhao D. (2014) - Effects of land use and cover change on terrestrial carbon stocks in urbanized areas: a study from Changzhou, China. *Journal of Cleaner Production*.

TEEB (2010) - The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. <http://www.teebweb.org>

Tol R.S.J. (2009) - The economic effects of climate change. *Journal of Economic Perspectives*, 23, 29-51.

Turok I., Mykhnenko V. (2007) - The trajectories of European cities, 1960–2005. *Cities*, 24, 165-182.

Vaccari F.P., Gioli B., Toscano P., Perrone C. (2013) - Carbon dioxide balance assessment of the city of Florence (Italy), and implications for urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 120, 138-146.

Villa F., Bagstad K.J., Voigt B., Johnson G.W., Portela R., Honzàk M., Batker D. (2014) - A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment. *PLoS ONE* 9(3), 91001.

Waage S., Armstrong K., Hwang L., Bagstad K. (2011) - New Business Decision-making Aids in an Era of Complexity, Scrutiny, and Uncertainty. Tools for Identifying, Assessing, and Valuing Ecosystem Services. BSR's Ecosystem Services, Tools & Markets Working Group.

Woomer P.L., Touré A., Sall M. (2004) - Carbon stocks in Senegal's Sahel transition zone. *J. Arid Environ.* 59, 499-510.

Yao M.K., Angui P.K.T., Konaté S., Tondoh J.E., Tano Y., Abbadie L., Benest D. (2010) - Effects of land use types on soil organic carbon and nitrogen dynamics in Midwest Côte d'Ivoire. *Eur. J. Sci. Res.* 40, 211-222.

Zhang C., Tian H., Chen G., Chappelka A., Xu X., Ren W., Lockaby G. (2012) - Impacts of urbanization on carbon balance in terrestrial ecosystems of the Southern United States. *Environmental Pollution*, 164, 89-101.

9. Advanced Earth Observation approach for multiscale forest ecosystem services modeling and mapping (MIMOSE)

Chirici G.¹, Sallustio L.¹, Vizzarri M.¹, Marchetti M.¹, Barbati A.², Corona P.³, Travaglini D.⁴, Cullotta S.⁵, Laforteza R.⁶, Lombardi F.¹

¹ Università degli Studi del Molise, Dipartimento di Bioscienze e Territorio (DiBT), Contrada Fonte Lappone snc, 86090 Pesche, Isernia.

² Università della Tuscia, Dipartimento per l'Innovazione nei Sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali (DIBAF), Via San Camillo de Lellis, snc, 01100 Viterbo, Italy

³ Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Forestry Research Centre (CRA-SEL), Viale Santa Margherita 80, 52100 Arezzo, Italy

⁴ Università degli Studi di Firenze, Dipartimento Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali (GESAAF), Via San Bonaventura, 13, 50145 Firenze, Italy.

⁵ Università di Palermo, Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Viale delle Scienze, 90128 Palermo, Italy.

⁶ Università degli Studi di Bari – "Aldo Moro", Dipartimento Scienze Agro-Ambientali e Territoriali, Via Amendola 165/A, 70126 Bari, Italy.

Articolo pubblicato: Annali di Botanica- 2014- 4: 27-34. DOI: 10.4462/annbotrm-11810

Abstract

In the last decade ecosystem services (ES) have been proposed as a method for quantifying the multifunctional role of forest ecosystems. their spatial distribution on large areas is frequently limited by the lack of information, because field data collection with traditional methods requires much effort in terms of time and cost. in this contribution we propose a methodology (namely, Multiscale Mapping of ecosystem services - MiMoSe) based on the integration of remotely sensed images and field observation to produce a wall-to-wall geodatabase of forest parcels accompanied with several information useful as a basis for future trade-off analysis of different ES. here, we present the application of the MiMoSe approach to a study area

of 443,758 hectares coincident with the administrative Molise region in Central Italy. the procedure is based on a local high resolution forest types map integrated with information on the main forest management approaches. through the non-parametric k-nearest neighbors techniques, we produced a growing stock volume map integrating a local forest inventory with a multispectral satellite IRS LISS III imagery. With the growing stock volume map we derived a forest age map for even-aged forest types. later these information were used to automatically create a vector forest parcels map by multidimensional image segmentation that were finally populated with a number of information useful for ES spatial estimation. the contribution briefly introduces to the MiMoSe methodology presenting the preliminary results we achieved which constitute the basis for a future implementation of ES modeling.

Keywords: *Ecosystem Services, Earth Observation, remote sensing, MIMOSE project, Forests, Mapping*

Introduction

Ecosystems, through their functioning, provide a range of goods and services important for human well-being, which are collectively called ecosystem services (ES). The ES concept in contemporary science has an increasing popularity (Seppelt *et al.*, 2012; Fisher *et al.*, 2009). ES may be intended as flows of value to human societies as a result of the state and quantity of natural capital (TEEB, 2010; EEA, 2011). Thus maintaining stocks of natural capital allows the sustained provision of future flows of ES, and thereby helps to ensure enduring human well-being. As a consequence of global increase of economic and societal prosperity, ecosystems and natural resources have been substantially exploited, degraded, and destroyed in the last century (MA, 2005).

The ES concept is becoming a central issue in conservation planning and environmental impact assessment (Burkhard *et al.*, 2010; Fisher and Turner, 2008). Methods for the practical application of this concept are urgently needed to support sustainable natural resource management (Daily *et al.*, 2009; Burkhard *et al.*, 2010). Distinctively, forests deliver multiple ES (Barbati *et al.*, 2010): provisioning (timber, non-wood products and bioenergy, habitats), regulating (carbon sequestration, water-flow, erosion prevention, biodiversity conservation), cultural (opportunities for recreation and tourism, as well as landscape aesthetic values). non-timber goods provisioning and the other mentioned services are distinctively relevant under Mediterranean environmental and socioeconomic conditions (Merlo and Briales, 2000; Merlo and Croitoru, 2005). ES provisioning is inherently a territorial concept, that is linked inextricably to the place where goods/services provision takes place; this holds for all the types of forest ES. Some services are delivered at specific spatial scale: e.g. supporting services like flood control or soil protection impacting on downstream areas are linked to the catchment scale. Because of the spatial peculiarity of ecosystem services, mapping their distributions and changes over time has the potential to aggregate complex information. The spatial visualization of ecosystem services can be used by decision makers, e.g. land managers, as a powerful tool to support landscape sustainability assessment (Swetnam *et al.*, 2011). the explicit quantification and mapping of ecosystem services are considered as one of the main requirements for the implementation of the ecosystem services concept into environmental institutions and decision making (Daily and Matson, 2008; Marchetti *et al.*, 2012). In addition repeatability and reproducibility of mapping procedures would allow spatio-temporal analysis of changes in ES provision, a key issue in a monitoring perspective.

In recent years, many new ES mapping approaches have been developed and applied at different spatial scales and for different biomes by several authors. Referring to ES specifically provided by forest ecosystems we refer to Burkhard *et al.*

(2009) for a more detailed review of recent approaches. These methods are based on the availability of forest maps depicting a number of variables which are then used for assessing and estimating the provisioning of ES. These information may be collected directly in the field through stand-wise forest inventories, which are usually created at local forest management scale level. Such an approach is expensive and it can be applied only in small areas: for this reason it usually cannot be routinely updated in short times. On the other hand, mapping forest ecosystem services is especially useful when the information is provided wall-to-wall in large areas, at limited costs, allowing fast track monitoring. However, forest ecosystem inventory and mapping can be suitably integrated (Corona, 2010).

Remote sensing techniques are seen as a valuable source of information for mapping forest attributes (tree species composition, stand biomass, stand density, etc.) since these variables are linked to relevant spectral responses collected by Earth Observation (EO) platforms (McRoberts and Tomppo, 2007). The potential of EO for the spatial quantification of ecosystem services is, however, incompletely known, since the utilization of these data is often complicated by the existence of several interacting factors which contemporaneously affect the spectral signatures of the observed forest surfaces (differences in tree species, age and density, canopy closure, etc.) (Chirici *et al.*, 2008).

Further complications arise in environmentally complex areas because of topographic irregularities and variable soils and under-storey vegetation. The situation is particularly problematic in most Mediterranean environments, where, due to climatic and edaphic limiting factors, the canopy closure is often low, there are complex patterns of plant species composition, densities, ages and sizes also resulting from long term intensive forest management (Chirici *et al.*, 2008).

The aim of this contribution is to present a research study carried out in the administrative region of Molise in Central Italy for the spatial modeling and mapping

of ecosystem services on the basis of high resolution multispectral satellite remotely sensed data. We called this approach Multiscale Mapping Of ecoSystem services (MiMoSe). Non-parametric prediction methods are used to create wall-to-wall maps of forest variables which were then processed on the basis of an object-based segmentation for creating input information for well-known models for the integrated evaluation of ES, like the inVEST one (Tallis *et al.*, 2013).

Materials and methods

Study area

The study area is coincident with the administrative boundary of Molise region, in Central Italy, it covers about 443,758 ha. The elevation ranges between the sea level on the eastern Adriatic coast to 2050 m a.s.l. of the Matese massif. The climate is Mediterranean and temperate. Forests and other wooded lands in Molise cover the 35% of the total region and are mainly constituted by deciduous broad leaved formations (Gasparini and Tabacchi, 2011).

Earth Observation data

The dataset we used is made of the four spectral bands acquired between 0.52 and 1.70 μm of a cloud free IRS LISS III imagery acquired in summer 2006, the image is available at 20 m spatial resolution, more information of pre-processing steps are available in Müller *et al.* (2009). Digital panchromatic orthophotos (ADS40) acquired in spring and summer 2007 having a resolution of 0.5 m were also available.

Forest types map

The forest types map of Molise region was used for deriving spatial information about the distribution of the different forest types and forest management

approaches. This map was created at a nominal scale of 1:10,000 by manual delineation of ADS40 images supported by a field survey (Chirici *et al.*, 2011); a minimum mapping unit of 0.5 ha was adopted. The system of nomenclature was originally based on 13 forest categories (compatible with the European Forest Types nomenclature system, see Barbati *et al.*, 2013), subdivided into 40 forest types. The FAO forest definition was adopted resulting a total of 151,235 ha of forest and other Wooded Land (OWL) area, consistently with NFI estimates (Gasparini and Tabacchi, 2011). In this study we used only those parts of the map related to forest types which are usually managed as even-aged formations, they account 128,402 ha (the 85% of the total forest area).

Field data

Field data were acquired on the basis of a local two-phase forest inventory sampling design (Cochran, 1977) that was based on the following steps. 1) The inventory area coincident with the administrative boundary of Molise region was adopted. 2) The first-phase sample for the inventory area was created on the basis of a tasseled sampling design (TSS) with sampling units randomly located within an hexagonal systematic grid of 1 km² (Fattorini, 2003). 3) First-phase sample units were classified in forest and non-forest, forest units were further stratified on the basis of forest categories, 4) From the first-phase sample we randomly selected 304 second-phase sample points. Around each second-phase point we created a circular plot of 13 m radius where all tree stems with a diameter at breast height (DBH) greater than 3 cm were measured in DBH and height. For each plot the growing stock (GS) was then calculated using specific allometric models (Castellani *et al.*, 1984).

Growing stock volume map

We used the non-parametric multivariate k-Nearest Neighbor (*k*-NN) to estimate the growing stock volume combining the data acquired in the 304 field

plots of the local forest inventory with the IRS LISS III multispectral images. The method is extensively described in Chirici *et al.* (2008), here we recall only the main basics of it. Given a reference pixel set (r) for which both the IRS LISS III spectral values and field observed growing stock values (Y_r) are available, and the set of target pixels (t) for which spectral values are available and growing stock volume (denoted as the target variable Y_t) is unknown, we estimated the growing stock for each pixel t as follows:

$$\hat{Y}_t = \frac{\sum_{r=1}^k W_{t,r} Y_{rNN}}{\sum_{r=1}^k W_{t,r}}$$

where Y_{rNN} are growing stock values for pixels located on the k -nearest neighbor units of the target pixel t and W is a weight inversely related with the multidimensional distance between the pixel t and rNN measured on the four-dimensional IRS LISS III spectral band space. The estimation was carried out with the freely available software "K-NN FOREST" (Chirici *et al.*, 2012). After a preliminary optimization phase we decided to use the Euclidean distances in determining the six nearest neighbors. The final growing stock volume map has the same spatial resolution of the input IRS images, 20 m. We validated the growing stock volume map against a totally independent dataset of field observation available in 442 forest stand units, which covers 4959 ha, resulting in a Root Mean Squared Error (RMSE) of 81.47 m³ per forest stand unit (the 2.97% of the real observed values per forest management unit).

Forest age map

We created the forest age for each pixel of the growing stock volume map by applying for each even aged forest category a specific inverted yield equation. A detailed description of the method we used is presented in Frate *et al.* (submitted).

The method was applied to even-aged forests only. We validated the forest age map with the same approach used for the growing stock volume, this time we used 305 stand units which covers 3137 ha, resulting in a Root Mean Squared Error (RMSE) of 15.78 years (the 30% of the real values observed per forest management unit).

Segmentation

One of the most important decision that have to be taken when mapping ES is the definition of the mapping unit used for aggregating and representing the different services. Two options are possible: pixels or forest parcels. In this work we created forest parcels as polygon objects through a segmentation algorithm available in the GIS software IDRISI Selva Edition. The input layer was formed by polygons homogeneous by forest category and management approach and the segmentation was performed on the basis of the growing stock volume map and the age map. The algorithm is based on a watershed delineation process applied to variance images calculated on the basis of input layers with a 3 x 3 moving window. The watershed approach is a modification of that proposed by Jenson and Domingue (1988). Variance images are used as input because we assume that polygons have to be delineated when a local change is encountered in the input images, because in these regions the variance values are higher. The final parcels are created merging adjacent image segments according to their similarity. For doing so average and standard deviation of separate and merged polygons are compared before and after the possible merge. Only if the overall heterogeneity introduced to form a new segment through merging is above a given threshold, the merging is retained. For more information we refer to Eastman (2012). The method was demonstrated to give valuable results in similar activities in boreal forest conditions (Egberth and Nilsson, 2010).

InVEST and management scenario

In order to assess and mapping the Net Present economic Value (NPV) of timber production obtainable from the regional forest resources we planned to use the Managed Timber Production tool, which is a part of the InVEST model toolboxes developed by the Natural Capital Project. InVEST is a set of models spanning terrestrial, freshwater, and marine environments, that use production functions to estimate changes in ES under different demographic, land-use, and climate scenarios. The model runs on a vector GIS dataset that maps parcels on the landscape that are, or are expected to be, used for legal timber harvest over a user-defined time period. Each timber harvest parcel is described by its harvest levels (harvested mass), frequency of harvest, mean price of achievable products and harvest and management costs. Further information on the InVEST models are available at <http://naturalcapitalproject.org/>. In order to prepare the information basis for the InVEST use we associated to each forest parcel obtained by segmentation the dominant forest type, the total amount of growing stock, and the average forest age using the relative maps previously created.

In order to assess the potential harvestable wood volume per parcel forest management need to be consistent with limitation to forest logging legally imposed to maintain the protective function of forest against hydrological diseases in steep terrains and mountain environments. For this reason on the basis of a local Digital Elevation Model (DEM) with a spatial resolution of 20 m we associated elevation and slopes to each forest parcel delineated by segmentation. In order to take into consideration nature conservation aims we also classified parcels on the basis of their inclusion in the core area of the local National Park - Parco Nazionale di Abruzzo, Lazio e Molise.

Results

The segmentation process produced 54,050 forest parcels covering about 146,000 ha. The average surface of each parcel is approximately 2.7 ha, with a range

of variation between 0.5 and 15 ha and a stand deviation of 2.8 ha. The average growing stock volume in each parcel is $107 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ranging between 0 and 829 with a standard deviation of 86 (Figure 9.1). The average age in each forest parcel ranges between 0 and 191 years, the average is 25 with a standard deviation of 20 (Figure 9.2).

The most represented forest categories in terms both of area and growing stock are those forests dominated by deciduous oaks (*Quercus cerris* and *Quercus pubescens*), both prevalently managed as coppice with standards for firewood production (Figure 9.3). Together they cover the 67% of the forest area and represent the 54% of the total growing stock volume. Beech forests, which are mainly high forest stands represent the 10% of the area and the 24% of the volume (Figure 9.4).

First results highlighted that despite the majority of forest parcels is yet ascribable to coppices, most of them have already passed the maximum cutting age allowed by local forest regulations and should necessarily be converted to high forest. This may requires the stretching of harvesting period and the impossibility to use such forest resource in the short time.

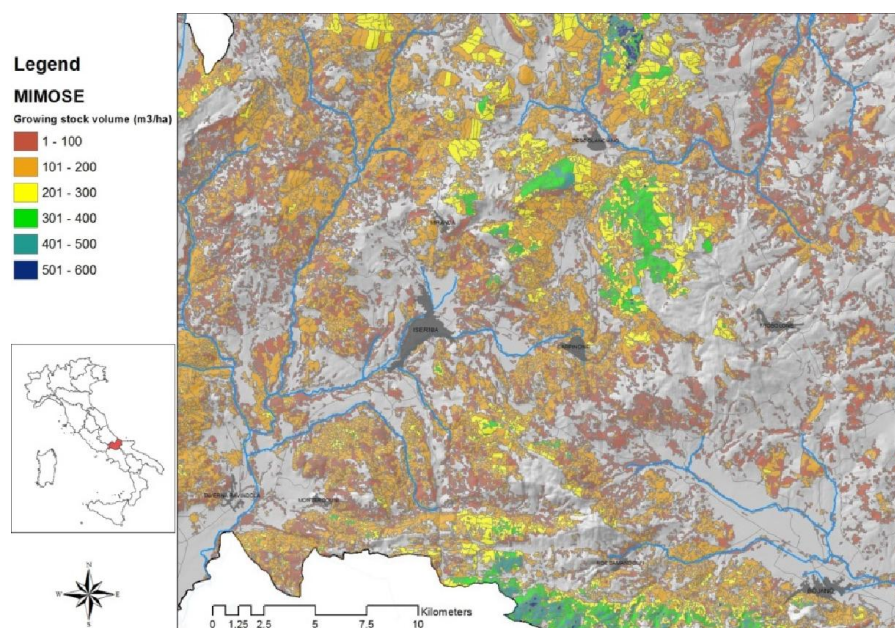


Figure 9.1 - averaged growing stock volume (in m3/ha) for the different forest parcels created by segmentation in the south west part of Molise.

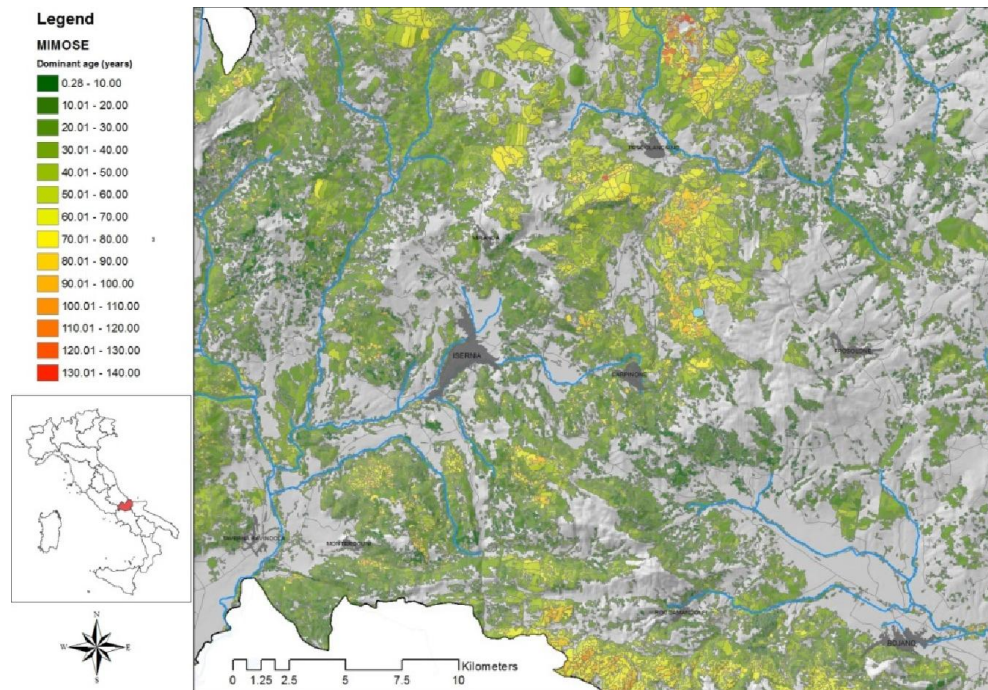


Figure 9.2 - Dominant forest age (in years) for the different forest parcels created by segmentation in the south west part of Molise.

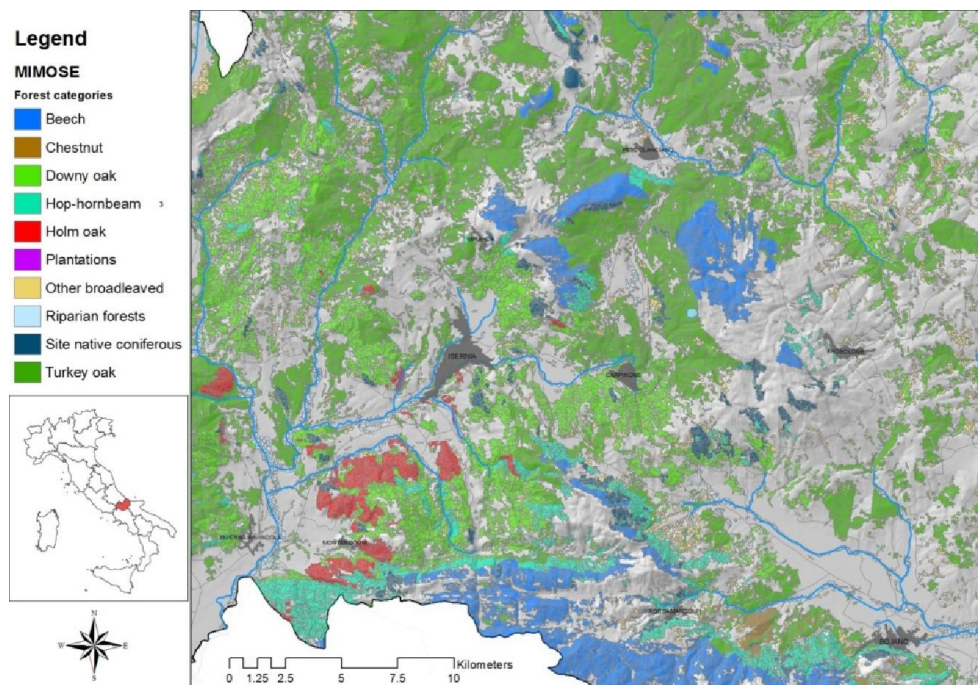


Figure 9.3 - Forest categories for the different forest parcels created by segmentation in the south west part of Molise.

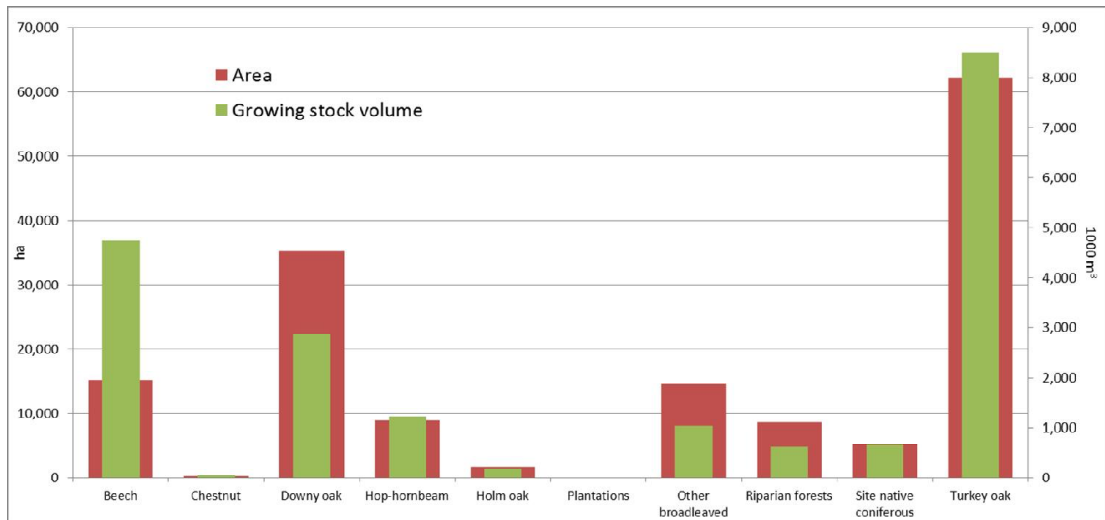


Figure 9.4 - Total area (in ha on the left) and growing stock volume (thousands of m³ on the right) for the different forest categories in the study area.

Discussion and conclusions

In the last decade ES have been proposed as a method for quantifying the multifunctional role of forest ecosystems. Their spatial representation on large areas is limited by the availability of information, that, when collected in the field with traditional methods typical of forest management practices are extremely expensive.

In this contribution for the first time we propose the MIMOSE approach which integrate remotely sensed images and field observation to produce a wall-to-wall geodatabase of forest parcels accompanied with several information useful to run the InVEST model, such as forest categories, growing stock volume, increments, forest age. Other ancillary information useful to model forest management scenarios such as the inclusion in protected areas, slope, and elevation are considered.

Even if only very preliminary results were produced, it seems that the procedure is able to produce valuable spatially explicit information to support the implementation of the InVEST model on large geographical areas with a limited cost. We hope that the MIMOSE approach will facilitate the stakeholders participation and the inclusion of ES evaluation in decision-making processes (Ruckelshaus *et al.*, 2014)

In the last decade ES have been proposed as a method for quantifying the multifunctional role of forest ecosystems (Corona and Marchetti, 2007; Corona *et al.*, 2011). Their spatial representation on large areas is limited by the availability of information, that, when collected in the field with traditional methods typical of forest management practices, are expensive.

In this contribution for the first time we propose the MIMOSE approach which integrates remotely sensed images and field observation to produce a wall-to-wall geodatabase of forest parcels accompanied with several useful information, such as forest categories, growing stock volume, increments, forest age. Other ancillary information useful to model forest management scenarios such as the inclusion in protected areas, slope, and elevation are considered.

Even if only preliminary results are here presented, the procedure demonstrated to be able to provide valuable spatially explicit information to support the implementation of models, like the inVEST one, on large geographical areas with a limited cost. We hope that the MiMoSe approach will facilitate the stakeholders participation and the inclusion of ES evaluation in decision making processes (Ruckelshaus *et al.*, 2014).

Acknowledgements

This work was carried out under the research project "Development of innovative models for multiscale monitoring of ecosystem services indicators in Mediterranean forests (MIMOSE)", funded by the FIRB2012 program of the Italian Ministry of University and Research (grant: RBFR121TWX, project coordinator: F. Lombardi).

References

Barbati A., Corona P., Iovino F., Marchetti M., Menguzzato G., Portoghesi L., (2010) - The application of the ecosystem approach through sustainable forest management: an Italian case study. *L'Italia Forestale e Montana*, 1: 1-17.

Barbati A., Marchetti M., Chirici G., Corona P. (2013) - European forest types and forest Europe SFM indicators: tools for monitoring progress on forest biodiversity conservation. *Forest ecology and Management*, 321: 145–157

Burkhard B., Kroll F., Müller F., Windhorst W. (2009) - Landscapes' capacities to provide ecosystem services—a concept for land-cover based assessments. *Landscape online*, 15: 1-22.

Burkhard B., Petrosillo I., Costanza R. (2010) - Ecosystem services – bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological Complexity*, 7: 257-259.

Castellani C., Scrinzi G., Tabacchi G., Tosi V. (1984) - *Inventario forestale nazionale italiano. tavole di cubatura a doppia entrata*. Trento: Ministero dell'agricoltura e delle foreste, Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Alpicoltura.

Chirici G., Barbati A., Corona P., Marchetti M., Travaglini D., Maselli F., Bertini R. (2008) - Non-parametric and parametric methods using satellite images for estimating growing stock volume in alpine and mediterranean forest ecosystems. *Remote Sensing of environment*, 112: 2686-2700.

Chirici G., Di Martino P., Ottaviano M., Santopuoli G., Chiavetta U., Tonti D., Garfi V., Marchetti M. (2011) - *La carta forestale su basi tipologiche*. In V. Garfi & M. Marchetti (eds.), *tipi forestali e preforestali della regione Molise*. Edizioni dell'orso.

Chirici G., Corona P., Marchetti M., Mastronardi A., Maselli F., Bottai L., Travaglini D. (2012) - *K-NN FOREST: a software for the non-parametric prediction and mapping*

of environmental variables by the k-Nearest Neighbors algorithm. *European Journal of Remote Sensing*, 45: 433-442.

Cochran W. G. (1977) - *Sampling techniques*, third edition, New York: John Wiley & Sons, inc.

Corona P. (2010) - Integration of forest inventory and mapping to support forest management. *Iforest*, 3: 59-64.

Corona P., Marchetti M. (2007) - Outlining multi-purpose forest inventories to assess the ecosystem approach in forestry. *Plant Biosystems*, 141: 243-251.

Corona P., Chirici G., McRoberts R.E., Winter S., Barbati A. (2011) - Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *Forest ecology and Management*, 262: 2061-2069.

Daily G.C., Matson P.A. (2008) - Ecosystem services: from theory to implementation. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the USA*, 105 (28): 9455-9456.

Daily G.C., Polasky S., Goldstein J., Kareiva P.M., Mooney H.M., 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.

Eastman J.R. (2012) - *IDRISI Selva Manual*. Version 17.01. Clark labs. Clark university. USA.

Egberth M., Nilsson M. (2010) - Knn-Sweden—Current map data on Swedish forests. In *Proceedings forestSat 2010: operational tools in forestry using remote sensing techniques*. (September 2010), 265-267.

EEA (2011) - *An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe*. EEA technical report no. 13/2011.

Fattorini L. (2003) - A two-phase sampling strategy for forest inventories. In Corona P., Koehl M., Marchetti M. (eds.), advances in forest inventory for sustainable forest management and biodiversity monitoring, forest Sciences, vol. 76, Kluwer academic Publishers, Dordrecht, 143-156.

Fisher B., Turner K.R. (2008) - Ecosystem services: classification for valuation. Biological Conservation, 141: 1167-1169.

Fisher B., Turner K., Morling, P. (2009) - Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological economics, 68 (3): 643-653.

Gasparini P., Tabacchi G. (eds.) (2011) - L'inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC 2005. Secondo inventario forestale nazionale italiano. Metodi e risultati. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali; Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione forestale. Edagricole-il Sole 24 ore, Bologna.

Jenson S., Domingue J. (1988) - Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. Photogrammetric engineering and remote Sensing, 54(11): 1593-1600.

MA (2005) - Ecosystems and human well-being: synthesis. A report of the millenium ecosystem assesement. Island Press, Washington.

Marchetti M., Sallustio L., Ottaviano M., Barbati A., Corona P., Tognetti R., Zavattoni L., Capotorti G. (2012) - Carbon sequestration by forests in the national Parks of Italy Plant Biosystems, 146(4): 1001-1011.

McRoberts R.E., Tomppo E.O. (2007) - Remote sensing support for national forest inventories. Remote Sensing of Environment, 110: 412-419

Merlo M., Briaies E.R. (2000) - Public goods and externalities linked to Mediterranean forests: economic nature and policy. *Land Use Policy*, 17: 197-208.

Merlo M., Croitoru L. (2005) - Valuing Mediterranean forests. Towards total economic value. CABI Publishing, Wallingford, UK.

Müller R., Krauß T., Lehner M., Reinartz P., Forsgren J., Rönnbäck G., Karlsson Å. (2009) - IMAGE2006 European Coverage. Methodology and Results. DLR & METRIA report. available on-line at https://earth.esa.int/pub/eSa_DoC/image2006-v1_01.pdf

Ruckelshaus, M., McKenzie, M., 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*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.009>

Seppelt R., Fath B., Burkhard B., Fisher J., Grêt-Regamey A., Lautenbach S., Pert P., Hotes S., Spangenberg J., Verburg P., Van Oudenhoven a. (2012) - Form follows function? Proposing blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecological Indicators*, 21: 145-154.

Swetnam R.D., Fisher B., Mbilinyi B.P., Munishi P.K.T., Willcock S., Ricketts T., Mwakalila S., Balmford A., Burgess N.D., Marshall A.R., Lewis S.L. (2011) - Mapping socio-economic scenarios of land cover change: a GIS method to enable ecosystem service modelling. *Journal of Environmental Management*, 92: 563-574.

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., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M., Mandle, L., Griffin, R., Hamel, P., Chaplin-Kramer, R. (2013) - InVEST 2.6.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford.

TEEB (2010) - The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Retrieved from:

<http://www.teebweb.org>

SEZIONE III: considerazioni conclusive, implicazioni e prospettive future

Il monitoraggio dei cambiamenti d'uso e copertura del suolo e l'analisi dei servizi ecosistemici in relazione a fenomeni e processi di natura antropica quali ad esempio la gestione forestale o l'urbanizzazione, consentono di attribuire un valore tangibile alle risorse naturali. Tali valutazioni permettono di bilanciare le analisi costi-benefici legate a progetti, piani e politiche, offrendo quindi una concreta opportunità di riconciliare le necessità dell'uomo alle reali capacità degli ecosistemi naturali. È quindi facilmente intuibile il significato che queste analisi rivestono nell'ottica dello sviluppo di politiche e strumenti gestionali incentrati sull'utilizzo sostenibile delle risorse naturali.

In definitiva, la possibilità di attribuire un valore alle risorse naturali comporta nuove sfide e prospettive legate alla loro gestione, che vanno dalla valutazione degli effetti delle passate politiche, alla proposizione di modelli di sviluppo innovativi, sempre più basati sulle effettive peculiarità dei territori e sulle necessità di chi in essi vive. Nel capitolo 10, in particolare, si analizza l'evoluzione del concetto di conservazione, prospettandone una rivalutazione che superi gli antichi dualismi tra le visioni legate al valore intrinseco e quelle riferite al valore utilitaristico delle risorse naturali. In tal senso, le Aree Protette andrebbero in parte ripensate, conferendogli un maggior peso al fine di sperimentare best practices di valorizzazione del Capitale Naturale e Culturale da esportare ed implementare nella matrice fortemente antropizzata che le circonda. Nel capitolo 11, ripercorrendo alcuni dei risultati emersi all'interno del presente lavoro, ci si è maggiormente soffermati sulle implicazioni e prospettive future che essi hanno sia nel campo della ricerca che di una sempre più auspicabile green growth.

10. La Natura tra valore intrinseco e valore strumentale: quali prospettive per la conservazione?

Marchetti M.¹, Vizzarri M.¹, Sallustio L.¹

¹ Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone snc, 86090 Pesche (IS), Italy

Contributo in: "Comunicare il paesaggio. Concetti per un dialogo transdisciplinare". In press

Parlando di conservazione, si è spesso erroneamente inclini ad una visione protezionistica ed immobilistica legata più ad un concetto di preservazione tout court che di gestione attiva delle risorse. Di fatto, il termine conservazione fa di solito riferimento agli ambiti della scienza dell'alimentazione o dei beni culturali e, solo più recentemente, alla genetica e alla biologia della conservazione, ovvero a quelle discipline oggi generalmente riconosciute come esito scientifico dei processi sociopolitici e scientifici intrapresi dagli anni '70 a "tutela, protezione, salvaguardia, rispetto, difesa, custodia, preservazione, degli ecosistemi e della Natura" (con indubbia confusione e spesso superficiale utilizzo delle intrinseche diversità terminologiche e semantiche). In tale ambito, per sua stessa natura, la conservazione può essere identificata come una disciplina *mission-driven* (Soulé, 1985), ovvero una disciplina di scopo e con connotazioni fortemente peculiari e legate alla situazione di essere in un determinato luogo e momento. Ciò implica la mutabilità e l'adattamento nel tempo e nello spazio del concetto di conservazione a seconda di quelli che sono gli scopi che essa è chiamata ad assolvere, che ha portato al susseguirsi di diverse fasi ed evoluzioni negli ultimi decenni (Mace, 2014). Tale processo è strettamente legato alla mutazione del rapporto tra Uomo e Natura, passando da quello utilitaristico, che vede la Natura quasi esclusivamente come elemento di supporto al benessere umano, a quello più olistico che vede l'Uomo quale parte integrante, ma non

esclusiva né prioritaria, di un ecosistema complesso e fragile (Naveah, 2001). Va da sé che l'acquisita consapevolezza delle problematiche legate all'azione dell'unica specie capace di dominio incontrastato sul funzionamento dei processi naturali fino ad influenzare i grandi cicli biogeochimici del pianeta, rende la tematica della conservazione non separabile dai concetti, a volte peraltro ambigui, di risorsa *vs.* capitale naturale, di sostenibilità (o sarebbe di più e meglio responsabilità?) delle azioni e attività antropiche, di resilienza e resistenza dei sistemi biologici, di servizi (o utilità? (Corona, 2014) ecosistemici, di adattamento e mitigazione dei cambiamenti globali. Sinteticamente, non si può affrontare la tematica della conservazione mediante un approccio puramente statico, pena il fallimento delle istanze ad essa sottese che sempre più devono rivolgersi al mantenimento della diversità biologica e alla lotta al degrado ambientale e alle sue cause, pur lasciando spazio dove possibile ai meccanismi naturali, per dare ancora una volta ragione a Gustav Mahler quando affermava che "la tradizione è conservare il fuoco, non adorare le ceneri" (Portoghesi, 2014).

Infatti, fino agli anni '70, ed in alcuni casi ancora oggi, la conservazione è stata quasi sempre legata ad un concetto assai simile a quello di preservazione, per cui l'elemento Natura e quello Uomo erano nettamente divisi e spesso inconciliabili, con il conservazionismo quale espressione della visione umana e la "vera" preservazione come espressione dei motivi non antropocentrici (Passmore, 1974). In ogni modo, poca attenzione è stata posta anche dagli stessi filosofi a questa distinzione, che alla fine si evidenzia nell'enfasi posta rispettivamente sulla resilienza (*conservationists*) o sulla prevedibilità della resistenza dei sistemi biologici (*preservationists*) (Bryan, 1986). I primi propendono per un atteggiamento proattivo di gestione sostenibile, mentre i secondi propugnano l'astensione da ogni pratica, financo di difesa dalle calamità naturali (ad esempio gli incendi) (Morin *et al.*, 2015). Questa visione si è poi spesso tradotta, con successo innegabile in moltissimi casi, nella creazione di aree protette in cui l'azione antropica è del tutto esclusa o comunque fortemente limitata, al fine di

creare parti di territorio quasi esclusivamente destinate alla tutela di particolari habitat o, in alcuni casi, di singole specie animali o vegetali. Oltre al ruolo fondamentale nella conservazione, alla pianificazione e gestione delle aree protette vengono richiesti contributi in senso ecologico, sociale ed economico verso le comunità locali (Watson *et al.*, 2014). In realtà, già in quegli anni si affacciava una concezione sistemica che vedeva le aree protette come laboratori di buona gestione territoriale e progettazione ambientale (Giacomini e Romani, 1982), che avrebbe però richiesto grande responsabilità ed investimenti. D'altra parte, sebbene più comuni nei Paesi in via di sviluppo, i finanziamenti specifici per la conservazione in Parchi e Riserve stanno attualmente diventando inadeguati anche nei Paesi ricchi, come Australia, Stati Uniti e Canada. A questo approccio fa riscontro l'importanza crescente della componente economica, con particolare attenzione alla visione concorrente dell'importanza della conservazione delle risorse naturali per realizzare compiutamente la sostenibilità economica del loro uso. E ciò ha portato alla discussione sul valore e l'obbligo morale dell'obiettivo essenziale dell'equità intergenerazionale (Tisdell, 2010). Senza il dialogo con le scienze economiche e la disponibilità di queste ultime a incorporare sempre più le componenti etiche ed ecologiche, a cominciare dal principio di precauzione, dalla redistribuzione delle risorse e dall'integrazione planetaria della famiglia umana, sarà difficile mettere a punto strumenti utili a questo fine primario.

Dall'inizio del XX secolo, principalmente a causa dei cambiamenti di uso del suolo (Marchetti *et al.*, 2015) e della nascita e incrementale diffusione dei sistemi di derivazione antropica (Ellis *et al.*, 2013), la temperatura superficiale media globale è aumentata di circa 0,8 °C e ha condotto a (Hansen *et al.*, 2010): scioglimenti dei ghiacciai terrestri e dei ghiacci nell'Artico e in Groenlandia; innalzamento del livello del mare; aumento della frequenza e dell'intensità degli eventi estremi, sia precipitazioni che ondate di calore. Da questi impatti derivano una serie di

conseguenze evidenti, generalmente negative, che si differenziano per magnitudine ed estensione nelle diverse zone del Pianeta, quali:

- perdita di biodiversità vegetale e animale a livello genetico, di specie, popolazioni e paesaggi
- danni ai sistemi agricoli e forestali con crescenti rischi per le popolazioni più povere
- diminuzione della risorse idriche
- aumento delle diseguaglianze sociali ed economiche e danni economici diretti, legati agli impatti degli eventi estremi
- aumento delle malattie

Questo impatto crescente delle attività umane a carico delle risorse naturali, legato anche alla costante crescita della popolazione mondiale – si veda ad esempio la distruzione di habitat e del suolo fertile ed il sovra-sfruttamento delle risorse rinnovabili e non – ha però portato, dagli anni '70-'80, ad un mutamento nel concetto di conservazione, basato non più sui principi *fordisti* di "uno spazio per ogni funzione" da cui derivano quelli di segregazione ed esclusione, da limitarsi a specifiche anche se significative situazioni, bensì sull'integrazione tra Uomo e Natura ed alla presa d'atto e al riconoscimento del primo come parte integrante ed imprescindibile per la tutela di quest'ultima. A questo periodo sono infatti riconducibili le idee ed i concetti di sostenibilità-perpetuità nella gestione delle risorse naturali, peraltro matematicamente codificati nei principi dell'assestamento forestale fin dal XVIII secolo – *nachhaltigkeit* (Carlowitz, 1713), che permangono purtroppo ancora distanti dall'incorporare nella loro realizzazione le categorie essenziali della sussidiarietà e della responsabilità ai diversi livelli della pianificazione, incluso quello individuale, che si estrinseca nel diritto di proprietà ed uso conseguente.

Verso la fine degli anni '90, la consapevolezza crescente della presenza e persistenza diffusa della pressione antropica, unita a quella che gli sforzi fino ad allora profusi per la tutela di alcune specie in diversi casi risultassero poco proficui, ha generato una nuova evoluzione nel concetto di conservazione. Proprio in quegli anni, nel mondo scientifico emersero le prime teorie di costruzione di concetti quali l'Antropocene (Zalasiewicz, 2008) e i Biomi Antropogenici (Ellis e Ramankutty, 2008), legati alla convinzione che l'uomo non solo debba essere considerato quale parte integrante del sistema Terra, ma addirittura vada riconosciuto quale vero e proprio "ingegnere ecosistemico" e, in quanto tale, elemento chiave da integrare anche, anzi innanzitutto nelle politiche di pianificazione e quindi di conservazione. In questo periodo si è gradualmente passati dalla tutela di singole specie ad un approccio di tipo integrato basato sulla tutela del funzionamento degli ecosistemi in quanto fornitori di beni e servizi di supporto alla vita ed al benessere dell'uomo. Da questa visione derivano i concetti di Capitale Naturale e di Servizi Ecosistemici (Daily, 1997), divenuti centrali nel dibattito scientifico e sempre più presenti anche nella dialettica, ed in alcuni casi nell'essenza della pianificazione territoriale a scale diverse (De Groot, *et al.*, 2010). Dunque, è evidente quanto risulti fondamentale la consapevolezza dell'importanza dell'attribuzione di valore in sé anche agli ecosistemi naturali (Ciancio, 1997) in siffatta condizione storica, pena la disfatta del concetto generale di custodia della biosfera da parte del dominio incontrastato dei sistemi economici, e ancor più della loro deriva finanziarizzata, che tuttora non sono in grado di concepire limiti alla crescita di indicatori non adeguati ai sistemi biologici, complessi e finiti. Come suggerito da studiosi di campi diversi (Ciancio, 2014; Per la sostenibilità, 2007; Muller, 2008) (biologico, economico, etico e religioso) davanti al funzionamento dei meccanismi ecologici che attraverso infinite interazioni e retroazioni tra le componenti e i diversi elementi naturali producono la convivenza e l'evoluzione degli organismi viventi, lo stupore e la meraviglia dovrebbero essere i primi sentimenti e le categorie guida per valorizzare le risorse naturali e le loro utilità ecosistemiche, anche economicamente.

La visione utilitaristica del Capitale Naturale è divenuta oggetto di discussioni e dibattiti etici e concettuali sul perché della conservazione. Ciò ha portato alla creazione di vere e proprie fazioni riconducibili a coloro che intendono la conservazione della Natura in quanto tale, ovvero in ragione del suo valore intrinseco (Soulè, 2013) o di esistenza con accezione estimativa, e a quanti invece la intendono come puro elemento di sostegno al benessere umano (Reid *et al.*, 2006; Kareiva e Marvier, 2012; Toledo e Barrera Bassols, 2014) traducibile, dunque, in un valore strumentale. Sebbene le due visioni siano state spesso oggetto di divergenze e contrasti soprattutto nel mondo scientifico, negli ultimi anni si è andato sempre più chiarendo come esse di fatto non debbano essere alternative ed inconciliabili. L'integrazione delle diverse visioni e filosofie sottese alla conservazione delle risorse naturali, intesa sia come protezione che ripristino, è infatti attualmente vista come un elemento di forza, da valutare in maniera oggettiva e libera da strumentalizzazioni, preconcetti ed ideologie a seconda dello scopo, del contesto e dei molteplici attori e fattori sociali, economici e politici con cui bisogna interfacciarsi e confrontarsi per giungere a soluzioni quanto più efficaci ed efficienti in termini ambientali e non (Tallis e Lubchenko, 2014). L'attuale concezione di conservazione si basa quindi sul riconoscimento sia del valore intrinseco che utilitaristico del Capitale Naturale, e vede nel Capitale Culturale e nel ruolo delle istituzioni e degli *stakeholders* in genere, gli elementi chiave per la riconciliazione e costruzione di un rapporto sostenibile e resiliente tra Uomo e Natura.

I diversi approcci alla conservazione e alla gestione delle risorse naturali sono ancor meglio evidenziati spostando l'attenzione dalla tutela degli habitat a quella della fauna selvatica. In questo contesto, infatti, si palesa in maniera forte e tangibile la dicotomia tra i concetti di *land-sharing* e *land-sparing* (Phalan *et al.*, 2011; Navarro e Pereira, 2012) aventi come oggetto di discussione un approccio gestionale basato rispettivamente sulla coesistenza e condivisione di spazi tra uomo e fauna, o la loro completa segregazione in territori diversi. Tale discussione assume una rilevanza

assoluta se si pensa che nel contesto europeo quattro specie di carnivori di primario interesse conservazionistico (orso bruno, lupo, lince europea e ghiottone) vivono in ambienti antropizzati e spesso al di fuori di aree protette (Chapron *et al.*, 2014). Diversi studi hanno dimostrato l'efficacia di approcci gestionali basati sulla coesistenza tra uomo e grandi carnivori, soprattutto all'interno di un contesto politico-economico relativamente stabile quale quello europeo (Gehrt e Riley, 2010; Athreya *et al.*, 2013; Carter *et al.*, 2012). Tale stabilità si è rilevata nel tempo un elemento fondamentale in grado di facilitare l'adozione di un insieme di strumenti e regolamenti che hanno migliorato progressivamente l'efficacia di alcune politiche di conservazione a scala continentale (Council Directive 92/43/EEC; CCEWNH, 1979). Risultati simili sono più difficili da raggiungere nei contesti locali, in cui i retaggi culturali o le attività produttive legate ad esempio alla pastorizia, fungono da presupposti a situazioni conflittuali di non facile risoluzione. È importante però sottolineare che, nelle politiche di conservazione, la scala di applicazione gioca un ruolo fondamentale. Un altro esempio riguarda le tematiche dello spostamento o della ricolonizzazione assistita delle molte specie, anche migratorie, nel pianeta, dal rinoceronte alle farfalle alle renne, o a quelle della gestione delle specie aliene, esotiche e invasive. Come già accennato, si pensi agli incredibili sforzi che la ricerca sta facendo per prevedere gli scenari futuri legati ai cambiamenti climatici e globali e alle loro implicazioni sulla biodiversità che è la base dell'erogazione dei servizi ecosistemici. I problemi legati all'efficacia delle azioni di conservazione devono essere affrontati a scala ampia e con una visione globale, prendendo spunto da esempi virtuosi di buone pratiche che possono essere utilizzati come base per tracciare linee-guida adeguate per piani/progetti relativi, alla conservazione delle specie o degli habitat. Una di queste è data dal dibattito attuale a livello internazionale sulla più grande infrastruttura verde della biosfera rappresentata dalle aree forestali: esse rappresentano infatti il sistema naturale a più alto contenuto di biodiversità non solo genetica, specifica ed ecosistemica, ma anche storica e culturale (Antrop, 2005). La loro importanza risiede nella capacità di fornire beni utili all'uomo e di assolvere una

molteplicità di funzioni ecosistemiche. Tra queste le più rilevanti sono: la conservazione del suolo, delle risorse idriche, degli habitat e della biodiversità stessa; la mitigazione dei cambiamenti climatici e dei processi di desertificazione; la purificazione dell'aria; la produzione, legnosa e non; le nuove frontiere della bioraffineria; la protezione dei caratteri del paesaggio naturale, storico e culturale; il turismo e la ricreazione (Vizzarri *et al.*, 2013). L'attuale dibattito scientifico, dopo il passaggio della selvicoltura naturalistica e dell'approccio ecosistemico, ha consentito di passare da una visione meccanicistica ed essenzialmente produttivistica della gestione forestale, ad un approccio responsabile e adattativo, nella visione di un sistema biologico autorganizzato, molto eterogeneo, diversificato e complesso, soggetto a disturbi e stress crescenti e nuovi e delle attuali incertezze sulla evoluzione degli scenari ambientali e socioeconomici a livello globale. Così, biodiversità e complessità diventano le linee guida per una gestione responsabile, e quindi sostenibile (Benson *et al.*, 2014), anche perché in grado di accettare le caratteristiche di non stazionarietà, imprevedibilità e non linearità dei sistemi ecobiologici, cambiando e adattandosi a nuove condizioni, soprattutto in relazione all'ambiente esterno ecologico, sociale ed economico, ma mantenendo gli stessi meccanismi di funzionamento e svolgendo le stesse molteplici funzioni.

Considerando tutto ciò, la ricerca deve assumere un ruolo sempre più interdisciplinare e multi-obiettivo, in grado di tradurre teorie e concetti prettamente teorici in modelli e metodi finalizzati all'analisi non solo dello *status quo*, ma anche alla predizione delle possibili conseguenze future di scenari politici e gestionali alternativi (Pereira *et al.*, 2010). Per questo, gli obiettivi riguardano la valutazione dell'efficienza delle strategie di conservazione, nonché dei servizi ecosistemici connessi alle risorse naturali e la capacità di tradurre tali misure in stime di tipo economico. L'analisi delle *performance* può apparire di semplice risoluzione pensando ad esempio all'approccio specie-specifico in cui la bontà delle strategie può essere legato all'incremento del numero di individui di una specie a rischio, ma

risulta estremamente articolata ed incerta negli esiti, per i quali la conservazione riguarda ecosistemi complessi che interessano rapporti funzionali fonte di competizione e conflitto (trofici, economici, politici, gestionali ecc.). Allo stesso modo, l'analisi delle utilità e dei servizi ecosistemici dovrebbe prevedere un approccio integrato ed olistico in grado di cogliere la complessità dei processi funzionali, e non solo dei loro output, presupponendo quindi profonda cognizione e capacità d'analisi sul Capitale Naturale e Culturale in esame. Diversi sono gli strumenti a disposizione utili ad orientare le politiche di conservazione, e vanno dall'uso degli indicatori biofisici (Noss, 1999), a quelli di mappatura delle risorse naturali e degli habitat (Weiers *et al.*, 2004), fino agli strumenti economici per il mercato dei PES (Varotto *et al.*, 2013) (*Payments for Ecosystem Services*) e dei "prodotti naturali" (Engel *et al.*, 2008).

Come già accennato, la scala, temporale e spaziale, alla quale si pianificano le strategie di conservazione e se ne ipotizzano o valutano gli effetti, è un elemento fondamentale per tutte le tipologie di analisi. Infatti, è bene ricordare che resilienza, adattabilità e resistenza dei sistemi naturali ai cambiamenti esterni, si allargano ben oltre i limiti amministrativi o i tempi di programmazione e pianificazione dell'uomo. Ciò implica una profonda riflessione sul come, dove e chi deve occuparsi di conservazione, preferendo a politiche "di nicchia", delle strategie capillari, solide e quanto più condivise (Pressey *et al.*, 2007).

Un ultimo elemento è quello della valutazione economica che, seppur rischiosa e molto più vicina ad una visione utilitaristica delle risorse naturali, resta attualmente uno strumento efficace per persuadere ed influenzare le scelte dell'Uomo, specialmente nell'attesa che si consolidi una coscienza collettiva più sensibile alla tematica della conservazione, così come qui discussa, e dell'utilizzo responsabile delle risorse naturali in genere. Parallelamente a ciò, l'auspicio è che continui studi e ricerche siano in grado di offrire in modo sempre più rigoroso basi scientifiche, modelli e strumenti di supporto alle decisioni, che conferiscano efficacia e tangibilità

alla Ricerca. Contemporaneamente si potranno offrire risvolti concreti e nuovi modelli di sviluppo fondati su paradigmi non più antropocentrici, ma basati sul rapporto funzionale che lega Uomo e Natura. In tale ottica è quindi necessario rivedere anche il ruolo strategico delle Aree Protette. Non sarà più sufficiente prevedere la creazione di Riserve, Parchi, oasi o Siti di Importanza Naturalistica, oppure il loro ampliamento, ma si dovrà potenziare e migliorare la gestione di quelli esistenti (Watson *et al.*, 2014). In questo senso, le Aree Protette non dovrebbero più intendersi esclusivamente "Santuari della Natura", ma piuttosto come veri e propri laboratori a cielo aperto, in cui sperimentare *best practices* di valorizzazione del Capitale Naturale e Culturale da esportare ed implementare nella matrice fortemente antropizzata che le circonda.

References

Antrop M. (2005) - Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and urban planning*, 70(1), 21-34.

Athreya V., Odden M., Linnell J.D.C., Krishnaswamy J., Karanth U. (2013) - Big Cats in Our Backyards: Persistence of Large Carnivores in a Human Dominated Landscape in India. *PLoS ONE*, 8 (3):e57872.

Benson M.H., Craig R.K. (2014) - The End of Sustainability. *Society and Natural Resources*, 27:777-782.

Bryan G.N. (1986) - Conservation and preservation. *Environmental Ethics*, vol.8 (3): 195-220

Carlowitz H.C.V. (1713) - *Sylvicoltura economica*. J.F.Braum, Leipzig.

Carter N.H., Shrestha B.K., Karki J.B., Pradhan N.M.B., Liu J. (2012) - Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (38):15360-15365.

Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., Von Arx M., Huber D., Andrén H., López Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedő P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočnik H., Quenette P.Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbinšek T., Stojanov A., Swenson J.E., Szemethy L., Trajçe A., Tsingarska Sedefcheva E., Váňa M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfl M., Wölfl S., Zimmermann F., Zlatanova D., Boitani L. (2014) - Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346 (6216):1517-1519.

Ciancio O. (2014) - *Storia del pensiero forestale*. Rubettino ed. Soveria Mannelli (CZ), pp.5-9.

Ciancio O. (1997) - *The forest and man*. Firenze, Accademia Italiana di Scienze Forestali, pp. 331.

Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Heritage (1979) - <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/html/104.htm> .

Corona P. (2014) - <http://sisefeditor.org/2014/12/19/editoriale-dietro-i-fatti-ci-sono-le-idee-e-il-linguaggio/> .

Council Directive 92/43/EEC of 21 May (1992) - On the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31992L0043> .

Daily G. (Ed.) (1997) - *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.

De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L. (2010) - Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3): 260-272.

Ellis E.C., Kaplan J.O., Fuller D.Q., Vavrus S., Klein Goldewijk K., Verburg P.H., (2013) - Used planet: a global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(20): 7978-7985.

Ellis E.C., Ramankutty N. (2008) - Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (8): 439-447.

Engel S., Pagiola S., Wunder S. (2008) - Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological economics*, 65(4): 663-674.

Gehrt S.D., Riley S.P.D. (2010) - *Urban carnivores : ecology, conflict and conservation*. John Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Giacomini V., Romani V. (1982) - *Uomini e parchi*. Franco Angeli ed., Milano, pp. 204.

Hansen J., Ruedy R., Sato M., Lo K. (2010) - Global surface temperature change. *Reviews of Geophysics*, 48(4).

Kareiva P., Marvier M. (2012) - What Is Conservation Science? *BioSci.*, 62: 962-969.

Mace M.G. (2014) - Whose conservation? Changes in the perception and goals of nature conservation require a solid scientific basis. *Science*, 345: 1558-1560.

Marchetti M., Vizzarri M., Lasserre B., Sallustio L., Tavone A. (2015) - Natural capital and bioeconomy: challenges and opportunities for forestry. *Annals of silvicultural research*, in press.

Morin J.F., Orsini A. (2015) - Conservation and preservation. The Essential Guide to Global Environmental Governance (2014). Routledge, pp. 48.

Muller J. (2008) - Mutamenti climatici e povertà. La civiltà cattolica, a.159, vol.II, 3789: 223-236.

Navarro L., Pereira H. (2012) - Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. Ecosystems, 15 (6):900-912.

Naveh Z. (2001) - Ten major premises for a holistic conception of multifunctional landscapes. Landscape and Urban planning, 57(3): 269-284.

Noss R.F. (1999) - Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. Forest ecology and management, 115(2): 135-146.

Passmore J.A. (1974) - Man's responsibility for nature: Ecological problems and western traditions. London: Duckworth.

Pereira H.M., Leadley P.W., Proença V., Alkemade R., Scharlemann J.P.W., Fernandez-Manjarrés J.F., Araújo M.B., Balvanera P., Biggs R., Cheung W.W.L., Chini L., Cooper H.D., Gilman E.L., Guénette S., Hurtt G.C., Huntington H.P., Mace G.M., Oberdorff T., Revenga C., Rodrigues P., Scholes R.J., Sumaila U.R., Walpole M. (2010) - Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. Science, 330(6010):1496-1501.

Per la sostenibilità (2007) - Etica ambientale ed antropologia. A cura di S. Morandini, Gregoriana / Lanza, Padova.

Phalan B., Onial M., Balmford A., Green R.E. (2011) - Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. Science, 333 (6047):1289-1291.

Portoghesi P. (2014) - Il sorriso di tenerezza, letture sulla custodia del creato. Libreria Editrice Vaticana, pp. 319.

Pressey R.L., Cabeza M., Watts M.E., Cowling R.M., Wilson K.A. (2007) - Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution*, 22(11): 583-592.

Reid W.V., Mooney H.A., Capistrano D., Carpenter S.R., Chopra K., Cropper A., Dasgupta P., Hassan R., Leemans R., May R.M., Pingali P., Samper C., Scholes R., Watson R.T., Zakri A.H., Shidong Z. (2006) - Nature: the many benefits of ecosystem services. *Nature*, 443: 749-750.

Soulé M. (2013) - The "New Conservation". *Cons. Biol.*, 27 (5): 895-897.

Soulé M.E. (1985) - What Is Conservation Biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience*, 35 (11): 727-734.

Strumenti innovativi per le politiche della montagna: pagamenti per i servizi ambientali. In: M.Varotto, B. Castiglioni (2013) - *Di chi sono le Alpi? Appartenenze politiche, economiche e culturali nel mondo alpino contemporaneo*. Padova University Press, Padova, p. 117-131 (con P.Gatto, L.Secco, E.Vidale).

Tallis H., Lubchenko J. (2014) - A call for inclusive conservation. *Nature*, 515: 27-28.

Tisdell C., (2010) - Conservation Value. WP on Economics, ecology and the environment, No. 165, The University of Queensland. ISSN 1327-8231, pp. 13.

Toledo V.M., Barrera Bassols N. (2014) - *La Memoria Biocultural*. Icaria.

Watson J.E., Dudley N., Segan D.B., Hockings M. (2014) - The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525): 67-73.

Weiers S., Bock M., Wissen M., Rossner G. (2004) - Mapping and indicator approaches for the assessment of habitats at different scales using remote sensing and GIS methods. *Landscape and Urban Planning*, 67(1), 43-65.

Vizzarri M., Lombardi F., Sallustio L., Chirici G., Marchetti M. (2013) - I servizi degli ecosistemi forestali ed il benessere dell'uomo: quali benefici dalla ricerca?. *Gazzetta Ambiente*, 6: 5-18.

Zalasiewicz J., Smith A., Hounslow M., Williams M., Gale A., Powell J., Waters C., Barry T.L., Bown P.R., Brenchley P., Cantrill D., Gibbard P., Gregory F.J., Knox R., Marshall J., Oates M., Rawson P., Stone P., Trewin (2008) - Are we now living in the Anthropocene? . *GSA Today*, 18 (2): 4-8

11. Natural capital and bioeconomy: challenges and opportunities for forestry

M. Marchetti¹, M. Vizzarri¹, B. Lasserre¹, L. Sallustio¹, A. Tavone¹

¹ Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università degli Studi del Molise, Contrada Fonte Lappone snc, 86090 Pesche (IS), Italy

Articolo pubblicato: Annals of Silvicultural Research- 2014- 38 (2): 62-73. DOI <http://dx.doi.org/10.12899/ASR-1013>

Abstract

Over the last decades, the stock of natural capital has been globally reduced by human-induced effects such as climate change, land use and cover modifications. In particular, the continuous flow of goods and services from natural ecosystems to people is currently under threat if the current human activities still remain unsustainable. The recent bioeconomy strategy is an important opportunity to halt the loss of biodiversity and the reduction of services provision, from global to local scale. In this framework, forest sector plays a fundamental role in further enhancing the sustainable development and the green growth in degraded environments, such as marginal and rural areas. This paper provides an overview of the bioeconomy-based natural resources management (with a focus on forest ecosystems), by analyzing the related challenges and opportunities, from the international to the national perspective, as in Italy. At first, the role of forest sector in addressing the purposes of green growth is analyzed. Secondly, the most suitable tools to monitor and assess natural capital changes are described. Finally, the most important research contributions within the bioeconomy context are reported. To create the suitable conditions for bioeconomy and green growth, the following insights have to be

denoted: (i) a deeper understanding of natural capital and related changes; (ii) the improvement of public participation in decision-making processes, especially at landscape scale; (iii) the effective integration of ecological, socio-cultural, and economic dimensions while managing natural resources.

Keywords: *Natural capital, bioeconomy, forest ecosystems, ecosystem services, land use and cover change.*

The need for bioeconomy-based natural resources management

The concepts of “green-growth” and “bioeconomy” have been developed on the consciousness that population is expected to rapidly raise in the next 40 years (Rosegrant *et al.*, 2012). This trend most probably will cause an increase of pressures on natural resources use and a growing inequality for their distribution among people, especially with regards to wild and seminatural ecosystems, water resources, and croplands, and, as a consequence, an erosion of the largest part of the Ecosystem Services (ES) strictly related to Land Use and Cover Change (LULCC).

Overcoming these situations specifically requires responsibility in subsidiarity and innovation in order to achieve concerted changes in lifestyles and resource use, across all levels of society and economy (EU, 2012). There are a number of key-drivers for the development of a green economy, as follows (Rosegrant *et al.*, 2012): (i) the demand for renewable biological resources and bioprocesses; (ii) the need for improving the management and the sustainable use of renewable resources; (iii) facing substantial challenges, such as e.g. energy and food security, in the context of increasing unpleasant social phenomena like the neocolonialism (i.e. “land grabbing”) or the prevalence of export-driven cropping systems, and several constraints on water, productive lands and carbon emissions (e.g. Sheppard *et al.*, 2011); (iv) the rapid uptake of biotechnologies in agricultural productions; and (v) the opportunity to reduce environmental degradation through more sustainable production

procedures. Other important challenges derive by the fact that the bioeconomy proposal is not about protecting the environment, but instead it is about promoting the economy – in spite of clear indications of the harmful impacts that are already resulting from massive new demand for biomass, including soil loss (a long-term renewable resource), biodiversity at gene, species, stand and landscape level, as well as escalating hunger and conflict (Hall *et al.*, 2012).

Taking under consideration the past human-induced changes and their consequences on the increasing depletion of nature, the current stock of natural capital is almost compromised and is passing through several safety thresholds of planetary boundaries (Hughes *et al.*, 2013), such as the CO₂ atmospheric composition, i.e. gaining 395 ppm in 2013, despite a tipping point of 350 ppm (Hansen *et al.*, 2013). The key necessary condition for achieving sustainability lies at least on the constancy of the natural capital stock over the time (Pearce *et al.*, 1990). In this way, natural capital properly refers to “a stock that yields a flow of valuable goods and services into the future” and can be differentiated into “renewable natural capital (active and self-maintaining using solar energy, such as forest growing as known since the XVIII century) and non-renewable natural capital (passive)” (Costanza and Daly, 1992). For instance, to sufficiently unravel the past anthropogenic effects on natural resources and the more recent shifting from Holocene to Anthropocene era, Ellis and Ramankutty (2008) globally identified and mapped the “Anthromes”, namely Anthropogenic Biomes. In this way, the evaluation of ecosystems functioning (including biodiversity as main supporting element; see e.g. Cardinale, 2013) is extremely important to globally reduce the impacts of the main drivers of change. For this purpose, monitoring the land use changes (one of the most accelerators of human-induced environmental modifications; Foley *et al.*, 2005) is useful to orient the current overexploitation of natural resources towards a more “resilience--based” trajectory (e.g. Ellis *et al.*, 2013).

Green economy and natural resources: the role of forest sector

Beside these general considerations, in forestry the green economy benefit starts when and occurs through management tools and investments that could limit trade-off effects of traditional multi-functionality and expand the ES availability for the society with a scope of fairness within and among generations (see also Atkisson, 2012). Indeed, green economy improves human well-being and social equity, and significantly reduces environmental risks and ecological scarcities (UNEP, 2011a). Sustainably managed forests play an essential role in the carbon cycle and provide essential environmental and social values, and ES, beyond their contribution as a source of wood, such as biodiversity conservation, protection against erosion, watershed protection and employment in often fragile rural areas. In this perspective, in order to promote the effectiveness of green economy in managed forests, the UNECE Committee on Forests and the Forest Industry (COFFI) and the FAO European Forestry Commission (EFC) decided to take action and prepared the Rovaniemi Action Plan for the Forest Sector in a Green Economy (ECE/TIM/SP/35). The Rovaniemi Action Plan consists of 5 pillars with their respective goals, which are: (i) sustainable production and consumption of forest products (patterns of production, consumption and trade of forest products are truly sustainable); (ii) a low carbon forest sector (the forest sector makes the best possible contribution to mitigation of, and adaptation to, climate change); (iii) decent green jobs in the forest sector (the workforce is able to implement sustainable forest management, and the forest sector contributes to achieving the social goals of the green economy by providing decent jobs); (iv). long-term provision of forest ES (forest functions are identified and valued and payments for ES - PES – are established, thus encouraging sustainable production and consumption patterns); (v) policy development and monitoring of the forest sector in relation to a green economy (policy-makers and institutions in the forest sector promote sustainable forest management, in a way that is adequate to mainstream the green economy in forest sector policies).

To operationalize these broad guidelines, it is recommended to follow the Ecosystem Approach (EA). EA is a method for sustaining or restoring natural systems and their functions and values. It is goal-driven, and is based on a collaboratively-developed vision of desired future conditions that integrates ecological, economic and social factors (Inter-Agency Ecosystem Management Force, 1995). Furthermore, EA is not a static model but is a holistic process for integrating and delivering in a balanced way the three objectives of the Convention on Biological Diversity (CBD): conservation and sustainable use of biodiversity, and equitable sharing of the benefits (Maltby, 2000). Therefore, only an ecosystem-based management of natural resources can halt the loss of biodiversity and the degrade of resources quality. This is exactly one of the purposes of the Bioeconomy Strategy, properly aimed at improving the knowledge base and fostering innovation to increase productivity, while ensuring sustainable resource use and alleviating stress on the environment (COM, 2012).

According to the evolution of classical economic theories, the need to consider forests both as factors of production and ecological infrastructures is always stronger. In particular, the contribution of forest management and land use planning (especially in fragile forest areas, as mountain environments) in the context of green economy growth has to consider also the biodiversity of forest ecosystems and the related ES as results of complex ecological processes and interactions amongst different ecosystems in a holistic view (Ciancio and Nocentini, 2004; Mace *et al.*, 2012).

At European level, Bengtsson *et al.* (2000) argued that the next generation of forestry practices would need to: (i) deeper understand natural forest dynamics; (ii) analyze the role of biodiversity (i.e. key species and functional groups) in supporting the ecosystem functionality; (iii) implement and adapt management prescriptions in accordance with natural dynamics; (iv) consider ecology, forestry, economy, and social fields in order to establish a value of the important ES from forest ecosystems.

Furthermore, in line with these good practices, forest management needs to avoid the impact of disturbances (such as e.g. anthropogenic eutrophication, toxic pollution, habitat loss, disconnection from adjacent ecosystems, species invasion, climate change, etc.), which can induce long-term ecosystem changes (see e.g. Ellis *et al.*, 2013).

Although natural resources have an intrinsic value for improving sustainability, the vision of the natural capital has become the subject of ethical and conceptual discussion and debate, especially in conservation topics. This led to divisions between those who intend the conservation of nature as such, by virtue of its intrinsic or existence value with an assessment meaning (Soulé, 2013), and those, instead, who intend it as an element of supporting for human well-being (e.g. Reid *et al.*, 2006; Kareiva and Marvier, 2012; Toledo and Barrera-Bassols, 2014), translatable, therefore, in an instrumental value. Nevertheless, in recent years, the concept that the integration of different views and philosophies underlies the conservation, protection and restoration of natural resources has been clarified (Tallis and Lubchenko, 2014). Therefore, it is important to remind that the value of a stock of natural resources, such as in particular a forest, is more than the sum of various functions that are assigned to that forest from time to time, which means recognizing that forest has intrinsic value (Ciancio and Nocentini, 2004).

In order to further improve the contribution of the forest sector and its intrinsic awareness for a responsible green economy, it is essential to assess (EFI, 2014): (i) the forest products market changes and, in particular, the C substitution rate stored in forest products (in general throughout the whole production chain, including the entire Life Cycle Assessment - LCA), and its trade-offs with other ES; (ii) the changes in cultural and non-marketed ES, which are difficult to price, such as tourism and recreation, and aesthetic, historical and cultural values, etc.; (iii) the current and future investments in the business sector related to forests and timber production, taking into account the enhancement of multi-functionality and a responsible and

sustainable management; (iv) the changes in the ownership of the forest and the enterprise sector, considering the participation as a strong element of identity, belonging, proximity and protection of the territory; (v) the global demand for expertise services in forest governance, forest administration, inventory and information systems, as well as in forest education.

Therefore, the major challenges for the forest sector in the context of the green economy partly refer to land use change and market failures, or to forest policy and planning. The socio-economic processes play a key role in ecosystem modifications, thus directly influencing human welfare (Ellis *et al.*, 2013). In particular, LULCC: (i) has a strong impact on biodiversity at a global scale; (ii) contributes to climate change from global to local scale; (iii) is the main source of water depletion and soil degradation; (iv) modifies ES provision, by reducing the ability of forest ecosystems to support human needs (Lambin *et al.*, 2001). All the forestry activities are increasingly knowledge-intensive and address challenges, such as those related to natural resources assessment and monitoring in a context of global change (EFI, 2014).

Therefore, the current concept of preservation is based on the recognition of both the intrinsic and utilitarian value of natural capital. Preservation implies that the role of local knowledge (the enforcement of institutions and the stakeholders in general) has also to be taken into account, as it is a key element for the reconciliation and the building of a sustainable, responsible and resilient human-nature relationships.

The Chart of Rome: linking natural and cultural capital

The need of a strong interconnection between the natural and cultural capital assets is well expressed in the "Chart of Rome" (Presidenza Italiana del Consiglio dell'Unione Europea 2014), whose aim is to broaden the scope of nature and biodiversity policy without changing it, but rather mainstreaming it into other policies

related to the territory and the economy. Although the main target groups of CoR are scientists, stakeholders and policy-makers, its message is also for citizens. CoR is a European initiative and develops on the EU cornerstones of Natura 2000 and the EU Biodiversity Strategy to 2020. The primary role of CoR is the promotion of a better conservation and valorization of the natural and cultural diversity. Moreover, the CoR acts as a platform for further collaborations on biodiversity in general, and in particular on ES, as well as on their societal implications (i.e. climate mitigation, clean water, clean air, protection against floods and erosion).

Furthermore, the CoR finds its roots in the CBD, specifically with regards to protecting and encouraging the customary use of biological resources in accordance with the traditional cultural practices that are compatible with conservation or sustainable use requirements (UNEP, 1992). CoR is strongly connected also with the Convention for the Safeguarding of Intangible Cultural Heritage, because communities and groups are able to constantly recreate their intangible cultural heritage, since it is the product of the interaction between nature and history, and it is transmitted from throughout generations, according to the environment they live in. In this way, people enhance their own sense of identity and continuity, and, as a consequence, promote the respect for cultural diversity and human creativity (UNESCO, 2003). Another bridge built by the CoR with the EU biodiversity-related policies is the Green Employment Initiative (COM/2014/446). This initiative aims at indicating the way for job creation potential in the green economy sector with reference to skills, education and training, green public procurement, promotion of entrepreneurship, increasing of data quality (including statistical definition of employment in the environmental sector) and promotion of social dialogue.

CoR is strongly related to the adaptive capacity of human populations to deal with and modify the natural environment (Berkes and Folke, 1992), the natural capital, which is composed by the ecosystems. Therefore, healthy and resilient ecosystems can provide society with a full range of economically valuable goods and services. To

maintain healthy ecosystems, the following responsible actions are needed (Presidenza Italiana del Consiglio dell'Unione Europea, 2014): (i) making use of good knowledge and data on biodiversity, ecosystems, their structures and functions, and on links with ES and associated benefits; (ii) maintaining, restoring and enhancing capacities to provide a range of goods and services and associated benefits; (iii) exploring natural capital as a solution to major challenges such as those related to urban areas, climate change and adaptation, agriculture and soil, forestry, hydrological risks, tourism and recreation. In this sense, good knowledge, research and data gathering on biodiversity and ecosystems are essential, because they make the knowledge base accessible to citizens and decision-makers, thus ensuring that policy-makers continue to understand and consider complex environmental state and dynamics.

In addition, cultural and economic scientists (e.g. Throsby, 1999) contributed to identify cultural capital as a set of three main features, such as (Sukhdev *et al.*, 2014): (i) knowledge, including traditional and scientific dimensions; (ii) capacities, as the way knowledge is retained, increased, elaborated and developed; (iii) practices and human activities producing tangible and intangible flows of goods and services.

In order to maintain a positive link between cultural and natural capital, the following goals have to be reached (Presidenza Italiana del Consiglio dell'Unione Europea, 2014): (i) taking into account social and cultural dimension of ecosystem management; (ii) promoting locally adapted knowledge, capacities and activities with positive impacts on natural capital; and (iii) connecting benefits, goods and services from ecosystems (supply) with patterns of culture, society and economy (demand). Moreover, green infrastructures can contribute to these goals, since they connect natural and semi-natural areas with urban and rural areas. They are also drivers of a transition towards a green economy and are able to guarantee many natural, cultural, social and economic linkages. In Italy, the recent report concerning the socio-economic assessment and monitoring of natural capital and Protected Areas (PA) is

the first attempt to contribute to the pillars of green economy at national level (MATTM and Unioncamere, 2014). The report results mainly reveal what is the current condition about biodiversity conservation, what ES are correlated to cultural capital and local communities, and how sustainable practices effectively contribute to the green economy concerns.

Even green economy-related contributions are increasing, the concepts of natural capital, ES, and cultural capital require further operational definition and understanding. A knowledge-based improvement of the concept and its operationalization are in line with the EU nature and biodiversity strategies, directives and overall policies, which are expected to enhance and promote biodiversity conservation, the sustainable use of natural resources, while improving communication, mainstreaming and policy consideration in a wide societal and political context (Presidenza Italiana del Consiglio dell'Unione Europea, 2014).

Monitoring changes of natural capital: land use and ecosystem services relationship

An important issue in many debates concerning the policies and the governance of the landscape is the ES assessment. Public interest in ES assessment has been starting since the milestone work on the economic assessment of natural resources made by Costanza *et al.* (1997). Mostly after the CBD (UNEP 1992), biodiversity and ES in general were placed at the base of the most important global, European and national processes focusing on the enhancement and preservation of natural resources and ecosystems as source for multiple services and benefits for the society (see European Biodiversity Strategy to 2020 (2011/2307(INI) and the Italian Biodiversity Strategy (MATTM, Decree 6 June 2011)).

Although the ES concept is already central in conservation policies and environmental impact assessments (Burkhard *et al.*, 2010), useful methodologies for

its practical application are still needed, in order to support the sustainable management of natural resources. Following the needful for quantifying the natural capital and ES, both biophysical and economic aspects have to be considered. If the goal is to measure the efficiency of natural resources management as a whole, then the quantification of those services is necessary, especially to preserve the stocks of natural capital useful to generate ES. Indeed, the approach of the Millennium Ecosystem Assessment (2005) is based on the notion that the resource management involves the study of the relations between the ES and their quantitative estimation. As a consequence, there is nowadays a considerable interest to establish innovative approaches to calculate ES at different spatial and temporal scales.

Among terrestrial ecosystems, forests (including other wooded lands) are one of the most important sources of services and benefits for the entire humanity. Forests (Vizzarri *et al.* 2013): (i) protect biodiversity, providing habitats to more than half of the plant and animal known species; (ii) play a significant role in regulating biogeochemical cycles and, consequently, in the mitigation of climate change at different spatial scales; (iii) generate a large set of goods and products (timber and non-timber); (iv) host and protect sources and catchment areas accessible to man, often characterized by high quality water; (v) protect the traditional, cultural and spiritual values of many societies in the world.

In particular, considering the provisioning services, forests can assure the availability of wood for building, firewood and other non-timber forest products (e.g. cork, tannin, mushrooms, truffles, berries, etc.), which represent important economic components for the economies of many countries. In addition, forest soil and topsoil have an enormous capacity to filter out most of the chemical components of pollutants and to reduce the surface runoff, thus preventing and reducing the risk of erosion and slope instability. In many cases, the presence of forest areas reduces the need of treatment (and, therefore, of the related costs) for the production of drinking

water available to the local population, as shown in several case study around the world (Dudley and Stolton, 2003).

Amongst the regulation services, forests are integrated in climate mitigation processes. In particular, forest stands have a threefold relationship in the face of climate change, as follows: they are adapting themselves to the effects of climate change, but at the same time, are subject of the general causes (emission source, from deforestation) and of the solution (major terrestrial sink). Indeed, among the different contributions of forests to climate change mitigation, there is the absorption of carbon from the atmosphere. Moreover, especially in "fragile" landscapes (such as mountain areas), forests are of primary importance to protect infrastructures and buildings from disasters, like avalanches, landslides, debris flows, rolling stones, and erosion processes in general. The vegetation strongly affects the water supply to the ground directly intercepting rainfall, attenuating the incident solar radiation and by controlling the evapotranspiration rate.

Supporting services are considered intermediate services as predisposing conditions so that a final service can be provided. In this case, forest biodiversity is the key element to support the provision of all other services, as it directly affects the properties of self-regulation and adaptation of forest ecosystems, and the capacity of a forest to produce timber or to be resilient and resistant against natural or anthropogenic disturbances. In this context, the role of biodiversity is essential for enabling to the availability of other services, because it (Vizzarri *et al.*, 2013): (i) supports ecosystems in the structural, compositional, and functional diversification; (ii) influences the productivity, stability and resilience of ecosystems; (iii) increases the cultural and aesthetic value due to the presence of particular organisms and habitats; (iv) indirectly provides diversified products for rural populations (food, fiber, etc.).

Around the forest ES provision, forest landscapes have also intrinsic traditional, cultural and spiritual values, because they result from a profound historical

interaction between man, its activities, and the surrounding nature. In addition, forest landscapes offer unique experiences, such as combinations of suggestive images (e.g. the colors of the vegetation, the behavior of wildlife, remote and unspoiled landscapes, etc.), echoing sounds (e.g. the birds chirping, the hum of insects, superior animal sounds, etc.) and strong scents (e.g. the smell of flowers or berries, etc.).

Considering forests as natural integrated systems, inside and outside ecological processes play a key role in governing the energy and material flows between ecosystems and man. Therefore, the potential of "supply" of services by a forest ecosystem is closely linked to its "health", namely the balance of its resilience characteristics, durability, low vulnerability and stability over time (Holling, 1973).

The analysis and quantification of forest ES may be in conflict with an economic approach, because the intrinsic values that people attribute to ecosystem structures and processes are often not corresponded by economic "market" value (Farber *et al.*, 2002). Consequently, the quantification and economic evaluation of forest ES must take into account the following critical issues: (i) how to separate "stocks" from "flows"; (ii) counting for potential beneficiaries of a given service, as well as its durability and availability in time; (iii) distinguishing the production of the service that may potentially be used with the one that is currently being consumed. The use of indicators can be an effective strategy to "quantitatively" measure and monitor complex phenomena such as ecological ones. In the ES assessment, indicators should be as inclusive as possible and properly selected on the basis of ecosystem properties and structures. They should also be easy to understand, allowing easy communication between institutions, technicians, professionals, and stakeholders at the local scale (Vizzarri *et al.*, 2013).

While analyzing and evaluating forest ES, the anthropogenic impact on ecosystem functioning and, therefore, its ability to provide a set of services (and, consequently, benefits) must be considered. During the evolutionary history, humans

excelled due to their ability to model ecosystems throughout the use of tools and techniques, which are beyond the capabilities of other living organisms (Smith, 2007). Therefore, the importance of the "human factor" is essential: currently more than 75% of the land in the world shows disturbance caused by human action, with less than a quarter remained as wild land, able to support only 11% of the net terrestrial primary productivity (Ellis and Ramankutty, 2008). Consistently, some scientific theories define Anthropocene as the current time that the Earth is living (Zalasiewicz *et al.*, 2008). Lambin *et al.* (2001) stated that the changes in the use / land cover: (i) have a strong impact on biodiversity at a global scale; (ii) contribute to climate change at the local and regional level; (iii) are the main source of soil degradation; (iv) alter ES and affect the ability of a biological system to support human needs. These are indisputable evidence linking changes in the use / land cover to the loss of ES, especially in cases of services as carbon sink, hydrological processes and climate change. A complete assessment of ES must be considered as spatially explicit, because it serves as a basis to implement LULCC (and therefore the human impact), as well as to provide a complete overview of offered services, including their current availability and future-oriented simulation (modeled according to various hypothetical scenarios). Furthermore, the creation of ES maps can provide the basis for a subsequent economic evaluation, and the balance (trade-off) amongst multiple ES is indispensable for planning processes at different scales (Chirici *et al.*, 2014).

The use of monitoring tools, such as Land use / Land Cover Inventories (Inventario dell'Uso delle Terre in Italia - IUTI; Corona *et al.*, 2012) allows to identify and quantify in a quick way and at low cost the key dynamics characterizing the landscape changes, as well as the monitoring of their impact in ecological and functional terms (Sallustio *et al.*, 2013; Marchetti *et al.*, 2012b; Corona *et al.*, 2012). As an example, for the period 1990-2008 in Italy the following important changes have been identified: (i) the forest area has increased of about 500,000 ha. At that time, the urban areas have expanded of the same amount, especially to the detriment of

agricultural land, which recorded a loss of about 800,000 ha; and (ii) the registered urban sprawl can be mainly referred to the downhill and plain territories, and correlated to the increasing pressure on already fragmented and degraded ecosystems. The recovery of human-modified landscapes is necessary to create a socio-economic cohesion between urban and forest area. Furthermore, re-creating the lost agricultural fabric offers enormous ecological potential, including e.g. the reduction of fragmentation and degradation (especially of soil), a significant increase of biodiversity (creation of corridors and ecological niches) and the recovery of an important band transition having the function of mitigation systems between natural and manmade assets (*vacant land* or *derelict land*; Marchetti and Sallustio, 2012). Delivering and keeping the identity to the rural landscape increases the awareness about the primary sources location of power and energy in urban areas, thus enhancing processes of historical and cultural identity, and improving health and social welfare.

It is important to note that the trends observed at the national level in Italy are not very different from those observed within the National Parks, both for land cover modifications and services provided (Marchetti *et al.*, 2012a; Marchetti *et al.*, 2013a). This trend directly reflects on the landscape planning development, especially taking into account the problem of maintaining grasslands, pastures and agricultural activities of extensive type, which are important for the historical, economic and cultural landscapes heritage, and are essential elements for the conservation of the environmental mosaic, which is typical of the Italian peninsula and of its biodiversity (Marchetti *et al.*, 2013b). Taking apart how the urban sprawl develops over the time, it is important to deeper understand in which way policy instruments and regulations are currently used and implemented in these areas (also within PA). For instance, the abandonment of silvicultural practices within National Parks and High Conservation Value Forests (HCVFs; Maesano *et al.*, 2011) can reduce the forests growth and

productivity, making them less resilient while facing natural disturbances (pest outbreaks, forest fires, etc.).

While contrasting the urban sprawl phenomena, agriculture represents a key activity, because it is able of recreating a balanced landscape by preserving areas which are not built-up and, where possible, by restoring ecological integrity of degraded and fragmented environments (i.e. mountain areas). Farming is the essential and long-lasting *territorialization* factor, as well as the energy basis of the life cycle in the country. However, it can become central to a regenerative vision of the landscape only if integrated with the ecological characteristics. The productive function of the countryside must be flanked by the importance of the concept of its capacity to be a producer of social cohesion, of a good and healthy environment where people can live a quality lifestyle, feeling a sense of belonging. By the contrary, from the urban point of view, there is mainly the problem of defining, perceiving and recognizing the countryside as an area where food and energy come from, according to conceptual models which focus on the ecological footprint (Wackernagel and Rees, 2004; Iacoponi, 2011).

Moreover, the participatory aspect is necessary in order to carry out one of the founding principles of the European Landscape Convention (Council of Europe, 2000), as well as that of the Italian Constitution, which underlines the fundamental need of enabling local participation in decision-making processes at landscape level (articles 3 and 9). Participation has not to be considered as a simple accessory to democracy, but as a real possibility that local communities have, on different levels, to influence and orient the decision-making processes within a given area, irrespective of their individual, specific interests (SETTIS, 2010). Indeed, the engagement of stakeholders may increase the likelihood that environmental decisions are perceived as holistic and fair, accounting for a diversity of values and needs and recognising the complexity of human-environmental interactions (Richards *et al.*, 2004). Furthermore, in a shared management strategy of the landscape, which takes local interests and concerns into

account primarily at an early stage, it may be possible to inform the project design with a variety of ideas and perspectives. In this way, public participation increases the likelihood that local needs and priorities are successfully met (Reed 2008). By establishing common ground and trust between stakeholders, participatory processes have the capacity to transform adversarial relationships and find new ways for participants to work together (Stringer *et al.*, 2006). This may lead to a sense of ownership over the process and outcomes, thus enhancing long-term support and active implementation of decisions (Richards *et al.*, 2004).

Considering the above-mentioned issues, it is important to remark that managing the landscape is another of the many duties carried out by the agricultural establishments, with economic and labour-related repercussions, which factors that cannot be ignored in transitional periods such as that of today. The main goal is to create a new culture, which, while starting with the enterprises, can stimulate interaction amongst businesspeople, public authorities and professionals in order to shape new ways for organizing the land. This takes into account the close connections between urban areas, nature and the world of farmers to guarantee that the principles of sustainable development are fulfilled. This action way can be possible if local and scientific knowledge are integrated to provide a more comprehensive understanding of complex and dynamic natural systems and processes (Reed, 2008).

Perspectives for the future implementation of bioeconomy

In this composite changing world, the availability of data and easily upgradeable models that can describe these processes are important, since they allows the creation of future scenarios supporting public and private decision makers, in planning and designing the responsible growing of green economy and its activities. The possibility to calculate uncertainty and accuracy of models being used, the

substantial reduction of errors of commission and omission are common issues in the field of land use inventories and maps, especially while focusing on practical forest management (Corona, 2010). The evaluation of LULCC effects on biodiversity and ES should be the main element in supporting planning processes. Even if it could appear as a choice linked to particular sensitivity or marketing issues for administrators or ordinary citizens, it is now clear that this must be the *modus operandi*, as already established at international level.

Indeed, many efforts have been made to include the evaluation of the ES within decision-making contexts. For example, in 2012 the IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) was established, as a tool for linking the scientific community to policy makers, putting the first track on what are the needs and requirements in applied contexts (<http://www.ipbes.net/>). Similarly, at the European level, the Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 requires that the Member States start to map and assess the state of ecosystems and their services within their own boundaries in order to support natural capital conservation. For the development of a knowledge framework to support the contexts and needs of different States, the Working Group "Mapping and Assessment on Ecosystems and their Services" (<http://ies.jrc.ec.europa.eu/news/468/155/Mapping-and-Assessment-of-Ecosystems-and-their-Services.html>) was established. At national level, the first results obtained in research projects such as the "MIMOSE" (Development of innovative models for multi scale monitoring of ES indicators in Mediterranean forests) are promising. MIMOSE specifically aims to develop an innovative monitoring approach to estimate the capacity of a given forest area to provide ES under different management scenarios (Chirici *et al.*, 2014). Key elements of this approach are connected to an integrated set of ES indicators and methods oriented to their spatial estimation. In this perspective, the primary project purpose is to bridge the gap between the concept of ES and their operational implementation in the management of forest ecosystems and

environmental planning. The results of the project are expected to provide a real contribution for the incorporation of ES in decision-making processes and the forest landscape management and planning, thus providing an opportunity to understand the trade-offs between the different forest ES. This is expected to be useful to inform local stakeholders, sensitizing them towards a certain management that maximizes net benefits from ecosystems for the society.

For the forest sector, the most important challenges are to find innovative approaches for managing forest resources, in a way that simultaneously increases wood and non-wood production, improves the food security and energy supply against poverty, and safeguards other environmental services and biodiversity (Alexandratos and Bruinsma, 2012). Under the current (unsustainable) conditions, forest resources cannot continue to contribute to the natural capital flows in the future, thus reducing the transferring of important services to people, especially in degraded environments, and reducing the ecosystem capacity to sustain the green growth. As a consequence, monitoring changes in forest cover (e.g. Hansen *et al.*, 2010) and relative attributes (e.g. Butchart *et al.*, 2010) is extremely important to make the future-oriented management guidelines coherent with the bioeconomy bases. More recently, several authors pointed out the urgent need to put the bases for a persistent monitoring of forests and their services (Maes *et al.*, 2012). However, further research is required to bridge the gap between ecologic and economic fields (Cardinale *et al.*, 2012), especially considering the emerging international commitments, both at European (EP, 2012) and global scale (UNEP, 2011b; UNEP, 2014).

In this perspective, the nodal points lie in the efficiency evaluation of conservation strategies, the assessment and monitor of ES, and in the ability to translate these measures in estimating the cost implications. Similarly, the analysis of ES shall provide an integrated and holistic approach, which has to be able to grasp the complexity of functional processes. For this purpose, there are several tools

available for orienting conservation policies, such as e.g. the use of biophysical indicators (e.g. Noss, 1999), the mapping of natural resources and habitats (e.g. Weiers *et al.*, 2004), and the implementation of economic instruments for the market of "natural products" (e.g. Engel *et al.*, 2008). Time and spatial scales (at which conservation strategies are planned and the effects assessed) are also key issues in mapping ES and related changes. It should be always kept in mind how the resilience of natural systems and their adaptability and susceptibility to change go far beyond the administrative limits or times of programming and planning. Indeed, there is also a "resilience thinking", which describes the collective use of a group of concepts to address the dynamics and development of complex socio-ecological systems (Folke *et al.*, 2010). This implies a profound reflection on how, where and who has to deal with conservation, preferring detailed, solid and shared strategies to "niche" policies (Pressey *et al.*, 2007).

Furthermore, the economic evaluation, despite much closer to a utilitarian view of natural resources, is currently the most effective tool to persuade and influence the people choices, especially waiting for the consolidation of a collective consciousness, more sensitive to the issue of conservation and use of natural resources in general. In this perspective, it is therefore also necessary to review the strategic role of PA. It is no longer enough to establish new PA or expand the existing ones, but it is necessary to strengthen and make more efficient and effective the management in existing ones (Watson *et al.*, 2014). PA must be not only "Shrines of Nature", but real laboratories in which testing the best practices to enhance the natural and cultural capital can be to be exported and implemented in heavily populated surrounding matrix.

The forest sector can offer many opportunities in the context of bioeconomy, such as: (i) the proper and effective implementation of Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management, (C&I-SFM; see also EFI, 2013); (ii) the expansion of PA network; (iii) the development of initiatives related to projects for reducing global

emissions (e.g., Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation, REDD+; <http://www.un-redd.org/>); (iv) the acceptance of PES in the current economic and productive systems; (v) the implementation of policies aiming to more active management and sustainable conservation of natural capital. Within this context, the research is essential to (Vizzarri *et al.*, 2013): (i) analyze the degree of complexity, the value and quality of forest ES through innovative tools that can simulate the complexity of ecosystems themselves (process-based modelling and mapping); (ii) collect the most complete set of available information relating to the health and resilience of forest ecosystems (new techniques for monitoring and detection); (iii) consider the active involvement of stakeholders in planning decisions and forest management through statistical analysis multi-criteria techniques (agent-based techniques); (iv) reduce the uncertainty associated with estimating the value of ES, as well as reducing the gap between ecological and socio-economic research.

By the other hand, among the critical issues currently found in scientific research in the context of the bioeconomy applied to forest resources, worthy of mention are: (i) the limited availability of spatialized data on a national scale; (ii) the deficient multidisciplinary in analyzing forest ES; (iii) the absence of widespread and consistent use of models, quantitative analysis and evaluation of ecological, economic, and socio-cultural indicators related to the provision of services delivered by forest ecosystems; (iv) the lack of implementation of EU policies at the local level.

In order to determine, and subsequently improve the competitiveness and the role of the forest sector in relation to other productive sectors as part of the bioeconomy, governments, public administrations, and sector managers need a complete picture of the stock, streams, and balance of costs and benefits of services provided by forest ecosystems. Therefore, investments have to be oriented towards the improvement of management practices in existing forests and agroforestry systems, in order to ensure the continuous supply of the widest range of services provided. In this context, the development of new methods for supporting planning

processes and especially to improve the ability to transfer the skills and knowledge to policymakers are essential elements for implementing the pillars of bioeconomy and green growth, also in the forest sector.

At conclusion, the future-oriented research is expected to be interdisciplinary and multi-purpose, and able to translate theories and concepts in models and methods particularly suitable for analyzing the *status quo* and the potential impact of different policy scenarios and management on ecosystem resilience. In the frame of bioeconomy, research is called to provide scientific bases, models and decision support tools for implementing sustainable growth and local development, which have their roots on paradigms less anthropocentric and more focused on coupling human and natural systems.

References

Alexandratos N., Bruinsma J. (2012) - World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. (No. 12-03, p. 4), Rome, FAO: ESA Working paper.

Atkisson, A. (2012) - Life beyond growth. Alternatives and complements to GDP-measured growth as a framing concept for social progress. 2012 Annual Survey Report of the Institute for Studies in Happiness, Economy, and Society–ISHES (Tokyo, Japan). [online] Available: <http://alanatkisson.wordpress.com/2012/02/29/life-beyond-growth/> [2012, July 31].

Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A., Menozzi P. (2000) - Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132 (1): 39-50. [doi: 10.1016/S0378-1127\(00\)00378-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00378-9)

Berkes F., Folke C. (1992) - A systems perspective on the interrelations between natural, human-made and cultural capital. *Ecological Economics*, 5: 1–8.

Burkhard B., Petrosillo I., Costanza R. (2010) - Ecosystem services: bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological Complexity*, 7: 257-259.

Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B., Van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.E.A., Baillie J.E.M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K.E., Carr G.M., Chanson J., Chenery A.M., Csirke J., Davidson N.C., Dentener F., Foster M., Galli A., Galloway J.N., Genovesi P., Gregory R.D., Hockings M., Kapos V., Lamarque J-F., Leverington F., Loh J., McGeoch M.A., McRae L., Minasyan A., Morcillo M.H., Oldfield T.E.E., Pauly D., Quader S., Revenga C., Sauer J.R., Skolnik B., Spear D., Stanwell-Smith D., Stuart S.N., Symes A., Tierney M., Tyrrell T.D., Vié J-C., Watson R. (2010) - Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328 (5982):1164-1168.

Cardinale B.J. (2013) - Towards a general theory of biodiversity for the Anthropocene. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 1: 14.

Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P, Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Diane S. Srivastava D.S., Naeem, S. (2012) - Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401): 59-67.

Chirici G., Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M., Barbati A., Corona P., Travaglini D., Cullotta S., Laforteza R., Lombardi F. (2014) – Advanced Earth observation approach for multiscale forest ecosystem services modeling and mapping (MIMOSE). *Annali di Botanica (Roma)*, 4: 27–34.

Ciancio O., Nocentini S. (2004) - Biodiversity conservation in Mediterranean forest ecosystem. *EFI Proceedings*, 51: 163-168.

COM (2012) – Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe, SWD (2012), Brussels, 13 February 2012.

Corona, P., Barbati, A., Tomao, A., Bertani, R., Valentini, R., Marchetti, M., Fattorini, L., Perugini, L. (2012) - Land use inventory as framework for environmental

accounting: an application in Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 5(4): 204–209.

Corona, P. (2010) - Integration of forest mapping and inventory to support forest management. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 3(1): 59–64.

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 R.G., Sutton P., Van den Belt M. (1997) - The value of the World's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.

Costanza R., Daly H.E. (1992) - Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, 6 (1): 37-46.

Council of Europe (2000) - European Landscape Convention, Florence, 20 October 2000.

Dudley N., Stolton S. (2003) - Running Pure: The importance of forest protected areas to drinking water. World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use, 114 p. [online] Available: http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/?8443/Running-Pure-The-importance-of-forest-protected-areas-to-drinking-water [2014, December 9].

Ellis E.C., Kaplan J.O., Fuller D.Q., Vavrus S., Klein Goldewijk K., Verburg P.H. (2013) - Used planet: a global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(20): 7978-7985.

Ellis E.C., Ramankutty N. (2008) - Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8): 439-447.

Engel S., Pagiola S., Wunder S. (2008) - Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological economics*, 65(4): 663-674.

EC (European Commission) (2014) - Green Employment Initiative: Tapping into the job creation potential of the green economy, Brussels, 2.7.2014, COM(2014)446. [Online] Available: <http://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2014/EN/1-2014-446-EN-F1-1.Pdf> [2014, December 9].

EC (European Commission) (2012) - Innovating for sustainable growth. A bioeconomy for Europe. Brussels. Brussels, 13.2.2012, COM(2012)60. [Online] Available: http://ec.europa.eu/research/bioeconomy/pdf/201202_innovating_sustainable_growth.pdf [2014, December 9].

EFI (European Forest Institute) (2014) – Future of the forest-based sector: structural change towards bioeconomy. Lauri Hetermäki Editor, p. 110. [Online] Available: http://www.efi.int/files/attachments/publications/efi_wsctu_6_2014.pdf [2014, December 9].

EFI (European Forest Institute) (2013) - Implementing Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management in Europe. Jouni Halonen Editor, p. 132. [Online] Available: http://www.ci-sfm.org/uploads/CI-SFM-Final_Report.pdf [2014, December 9].

EP (European Parliament) (2012) - Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. (2011/2307(INI)). [Online] Available: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/EP_resolution_april2012.pdf [2014, December 9].

Farber S.C., Costanza R., Wilson M.A. (2002) - Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3): 375-392.

Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik

C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. (2005) - Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734): 570-574.

Folke C., Carpenter S.R., Walker B., Scheffer M., Chapin T., Rockstrom J. (2010) - Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society*, 15(4): 20.

Hall R., Ernsting A., Lovera S., Alvarez I. (2012) - Bio-economy versus Biodiversity. Global Forest Coalition, p. 18.

Hansen J., Kharecha P., Sato M., Masson-Delmotte V., Ackerman F., Beerling D.J., Hearty J.P., Hoegh-Guldberg O., Hsu S.L., Parmesan C., Rockstrom J., Rohling E.J., Sachs J., Smith P., Steffen K., Van Susteren L., Von Schuckmann K., Zachos J.C. (2013) - Assessing "Dangerous Climate Change": required reduction of carbon emissions to protect young people, future generations and nature. *PloS one*, 8(12), e81648.

Hansen M.C., Stehman S.V., Potapov P.V. (2010) - Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(19): 8650-8655.

Hughes T.P., Carpenter S., Rockström J., Scheffer M., Walker, B. (2013) - Multiscale regime shifts and planetary boundaries. *Trends in ecology & evolution*, 28(7): 389-395.

Iacoponi L. (2001) - *La Bioregione. Verso L'integrazione dei processi socioeconomici ecosistemici nelle comunità locali*. Edizioni ETS, Pisa, p. 116.

Inter-Agency Ecosystem Management Force (1995) - *The ecosystem approach: healthy ecosystems and sustainable economies*. National Technical Information Service, Department of Commerce, Springfield, US [online] Available: <http://www.denix.osd.mil/nr/upload/ecosystem1.htm> [2014, 8 December].

Kareiva, P., Marvier, M. (2012) - What Is Conservation Science?. *BioScience*, 62: 962-969.

Lambin E.F., Turner B.L., Geist H.J., Agbola S.B., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O.T., Dirzo R. Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Ibernón J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T.A., Vogel C., Xu, J. (2001) - The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global environmental change*, 11(4): 261-269.

Mace G.M., Norris K., Fitter A.H. (2012) - Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in ecology & evolution*, 27(1): 19-26.

Maes J., Egoh B., 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. *Ecosystem Services*, 1(1): 31-39.

Maesano M., Giongo M.V., Ottaviano M., Marchetti M. (2011) - Prima analisi a livello nazionale per l'identificazione delle High Conservation Value Forests (HCVFs). *Forest@*, 8(1): 22-34.

Maltby, E. (2000) - Ecosystem Approach: from principle to practice. *Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China International Conference, Beijing, P.R. China, August 23–25, 2000*, p. 20.

Marchetti M., Ottaviano M., Sallustio L. (2013a) - La contabilità ambientale del servizio di sequestro del carbonio. In: "Il nostro capitale. Per una contabilità ambientale dei Parchi nazionali italiani", Franco Angeli Editore, Milano: 82-91.

Marchetti M., Ottaviano M., Pazzagli R., Sallustio L. (2013b) - Consumo di suolo e analisi dei cambiamenti del paesaggio nei Parchi Nazionali d'Italia. *Territorio*, 66: 121-131.

Marchetti M., Sallustio L., Ottaviano M., Barbati A., Corona P., Tognetti R., Zavattoni L., Capotorti G. (2012a) - Carbon sequestration by forests in the National Parks of Italy. *Plant Biosystems. An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Società Botanica Italiana*, 146(4): 1001-1011.

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012b) - Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia. *Forest@*, 9(1): 170-184.

Marchetti M., Sallustio L. (2012) - Dalla città compatta all'urbano diffuso: ripercussioni ecologiche dei cambiamenti d'uso del suolo. In: "Il progetto di paesaggio come strumento di ricostruzione dei conflitti". Franco Angeli Editore: 165-173.

Marchetti M., Barbati A. (2005) - Cambiamenti di uso del suolo. In: "Stato della biodiversità in Italia", Palombi, Roma: 108-115.

MATTM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare), Unioncamere (2014) - L'Economia reale nei Parchi Nazionali e nelle Aree Protette. Fatti, cifre e storie della Green Economy, Rapporto 2014. Roma, p. 254.

MATTM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare) (2011) – National Biodiversity Strategy. Decree of Italian Republic, 6 June 2011. [Online] Available: <http://www.cbd.int/doc/world/it/it-nbsap-01-en.pdf> [2014, December 9].

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) - Ecosystems and human well-being: current state and trends. Island Press, Washington, DC, p. 155.

Noss R.F. (1999) - Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest ecology and management*, 115(2): 135-146.

Pearce D, Barbier E, Markandya A. (1990) - Sustainable development: economics and environment in the Third World. Earthscan Publications, London, UK.

Presidenza Italiana del Consiglio dell'Unione Europea (2014) – Carta di Roma sul Capitale Naturale e Culturale. [Online] Available: http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/biodiversita/conferenze_ncc_carta_roma_ita.pdf [2014, December 9].

Pressey R.L., Cabeza M., Watts M.E., Cowling R.M., Wilson K.A. (2007) - Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution*, 22(11): 583-592.

Reed M.S. (2008) - Stakeholder participation for environmental management: a literature review. *Biological Conservation*, 141: 2417–2431.

Reid W., Mooney H., Capistrano D., Carpenter S., Chopra K., Cropper A., Dasgupta P., Hassan R., Leemans R., May R., Pingali P., Samper C., Scholes R., Watson R., Zakri, A., Shidong Z. (2006) - Nature: The many benefits of ecosystem services. *Nature*, 443(7113): 749.

Richards, C., Blackstock, K.L., Carter, C.E. (2004) - Practical approaches to participation. SERG Policy Brief No. 1. Macauley Land Use Research Institute, Aberdeen, p. 24.

Rosegrant, M.W., Ringler, C., Zhu, T., Tokgoz, S., & Bhandary, P. (2013) - Water and food in the bioeconomy: challenges and opportunities for development. *Agricultural Economics*, 44(s1): 139-150.

Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M. (2013) - Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *Territori*, (18): 46-53.

Settis S. (2010) - Paesaggio Costituzione cemento. La battaglia per l'ambiente contro il degrado civile. Einaudi (Paesaggi), Torino, p. 328.

Sheppard A.W., Gillespie I., Hirsch M., Begley C. (2011) - Biosecurity and sustainability within the growing global bioeconomy. *Current Opinion. Environmental Sustainability*, 3(1): 4-10.

Smith B.D. (2007) - The ultimate ecosystem engineers. *Science*, 315: 1797-98.

Soulé M. (2013) - The "New Conservation". *Conservation Biology*, 27(5): 895-897.

Sukhdev P., Wittmer H., Miller D. (2014) - The Economics of Ecosystems and Biodiversity - TEEB: Challenges and Responses, in D. Helm and C. Hepburn (eds), *Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity*. Oxford University Press, Oxford, p. 16.

Tallis H. Lubchenko J. (2014) – Working together: a call for inclusive conservation. *Nature*, 515: 27-28.

Throsby D. (1999) - Cultural Capital. *Journal of Cultural Economics*, 23: 3–12.

Toledo V.M., Barrera-Bassols N. (2008) - La Memoria Biocultural, *Icaria*, p. 232.

UNECE (2014) - Rovaniemi Action Plan for the Forest Sector in a Green Economy, Geneva, (ECE/TIM/SP/35). [Online] Available: <http://www.foresteurope.org/sites/default/files/01.The%20Rovaniemi%20Action%20Plan%20Arnaud%20Brizay.pdf> [2014, December 9].

UNEP (2014) - Towards a global map of natural capital: key ecosystem assets. [Online] Available: http://www.unep-wcmc.org/system/dataset_file_fields/files/000/000/232/original/NCR-LR_Mixed.pdf?1406906252 [2014, December 9].

UNEP (2011a) - Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication. [Online] Available: http://www.unep.org/greeneconomy/Portals/88/documents/ger/ger_final_dec_2011/Green%20EconomyReport_Final_Dec2011.pdf [2014, December 9].

UNEP (2011b) - Year in Review 2010. The Convention on Biological Diversity. [Online] Available: <http://www.cbd.int/doc/reports/cbd-report-2011-en.pdf> [2014, December 2014].

UNEP (1992) - Convention on Biological Diversity (CBD). Rio de Janeiro, 5 June 1992. [Online] Available: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> [2014, December 9].

UNESCO (2003) – Convention for the safeguarding of the intangible cultural heritage. Paris, 17 October 2003 (MISC/2003/CLT/CH/14). [Online] Available: http://portal.unesco.org/en/ev.php-URL_ID=17716&URL_DO=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html [2014, December 9].

Vizzarri M., Lombardi F., Sallustio L., Chirici G., Marchetti M. (2013) - I servizi degli ecosistemi forestali ed il benessere dell'uomo: quali benefici dalla ricerca?. *Gazzetta Ambiente* 6:9-18.

Wackernagel M. Rees W.E. (2004) - L'impronta ecologica. Come ridurre l'impatto dell'uomo sulla terra. Edizioni Ambiente, Milano, p. 200.

Watson J.E., Dudley N., Segan D.B., Hockings M. (2014) - The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525): 67-73.

Weiers S., Bock M., Wissen M., Rossner G. (2004) - Mapping and indicator approaches for the assessment of habitats at different scales using remote sensing and GIS methods. *Landscape and Urban Planning*, 67(1): 43-65.

Zalasiewicz J., Williams M., Smith A., Barry T.L., Coe A.L., Bown P.R., Brenchley P., Cantrill D., Gale A., Gibbard P., Gregory F.J., Hounslow M.W., Kerr A.C., Pearson P., Knox R., Powell J., Waters C., Marshall J., Oates M., Rawson P., Stone P. (2008) - Are we now living in the Anthropocene?. *GSA Today*, 18(2): 4–8. [Online] Available: <http://www.geosociety.org/gsatoday/archive/18/2/> [2014, December 9].

