POLITECNICO DI TORINO
Repository ISTITUZIONALE

La valutazione dei servizi ecosistemici per il Piano Paesaggistico della Sardegna

Original
La valutazione dei servizi ecosistemici per il Piano Paesaggistico della Sardegna / Salizzoni, EMMA PAOLA GERMANA; Voghera, Angioletta - In: Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici / Ispra. - STAMPA. - Roma : Ispra, 2018. - ISBN 978-88-448-0902-7. - pp. 256-263

Availability:
This version is available at: 11583/2710974 since: 2021-09-27T11:15:24Z

Publisher:
Ispra

Published
DOI:

Terms of use:

This article is made available under terms and conditions as specified in the corresponding bibliographic description in the repository

Publisher copyright

(Article begins on next page)

12 October 2024

ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

RAPPORTI

Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici

Edizione 2018

288/2018

ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici

Edizione 2018

Rapporti 288/2018

Informazioni legali

Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) è operativo dal 14 gennaio 2017, data di entrata in vigore della Legge 28 giugno 2016, n.132 "Istituzione del Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale".
Esso costituisce un vero e proprio Sistema a rete che fonde in una nuova identità quelle che erano le singole componenti del preesistente Sistema delle Agenzie Ambientali, che coinvolgeva le 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA), oltre all'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).
Attraverso il Consiglio dell'SNPA, il Sistema esprime il proprio parere vincolante sui provvedimenti del Governo di natura tecnica in materia ambientale e segnala al MATTM e alla Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le regioni e le province autonome di Trento e Bolzano l'opportunità di interventi, anche legislativi, ai fini del perseguimento degli obiettivi istituzionali.
Tale attività si esplica anche attraverso la produzione di documenti, prevalentemente linee guida o rapporti, che diffondono tali pareri, tramite la pubblicazione nell'ambito delle rispettive Collane Editoriali, a cura delle singole Agenzie o dell'ISPRA.
L'ISPRA, le ARPA, le APPA e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questa pubblicazione.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Rapporti 288/2018
ISBN 978-88-448-0902-7

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica
Grafica di copertina: Alessia Marinelli
ISPRA - Area Comunicazione
Foto di copertina: Cascina Merlata - Milano, foto di Elisa Mantovan - vincitrice del concorso fotografico "Come cambia il territorio"

Coordinamento tipografico
Daria Mazzella
ISPRA - Area Comunicazione

Amministrazione
Olimpia Girolamo
ISPRA - Area Comunicazione

Distribuzione
Michelina Porcarelli
ISPRA - Area Comunicazione

Finito di stampare nel mese di luglio 2018

Stampato su carta certificata FSC

Curatore del Rapporto

Michele Munafò, ISPRA - Dipartimento per il Servizio Geologico d'Italia, michele.munafo@isprambiente.it

Il Rapporto è un prodotto della Rete dei referenti per il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA)

Michele Munafò, Ines Marinosci (ISPRA), Dario Di Muzio (ARTA Abruzzo), Laura Gori (ARPA Basilicata), Luigi Dattola, Ivan Meringolo (ARPA Calabria), Francesca De Falco (ARPA Campania), Vittorio Marletto (ARPAE Emilia Romagna), Paola Giacomich, Laura Gallizia Vuerich (ARPA Friuli Venezia Giulia), Rossana Cintoli (ARPA Lazio), Emanuele Scotti (ARPA Liguria), Dario Bellingeri (ARPA Lombardia), Roberto Brascugli (ARPA Marche), Remo Manoni (ARPA Molise), Enrico Bonansea (ARPA Piemonte), Vito La Ghezza (ARPA Puglia), Elisabetta Benedetti (ARPA Sardegna), Domenico Galvano (ARPA Sicilia), Antonio Di Marco, Cinzia Licciardello (ARPA Toscana), Paolo Stranieri (ARPA Umbria), Marco Cappio Borlino, Umberto Morra di Cella (ARPA Valle d'Aosta), Paolo Giandon (ARPA Veneto), Georg Pircher, Giorgio Zanvettor (APPA Bolzano), Raffaella Canepel (APPA Trento).

Altri autori

Francesca Assennato, Giovanni Braca, Alice Cavalli, Luca Congedo, Marco Di Leginio, Carla Iadanza, Piera Pellegrino, Stefano Pranzo, Astrid Raudner, Mariangela Soraci, Andrea Strollo, Andrea Taramelli, Alessandro Trigila, Daniele Trogu (ISPRA), Benedetta Radicchio (ARPA Puglia), Ialina Vinci (ARPA Veneto), Paolo De Fioravante (Università della Tuscia), Roberta Bruno, Carlotta Ciocci (IUSS Pavia), Tania Luti (Università di Firenze), Giuseppe Milano (Università Politecnica delle Marche), Chiara Giuliani (Sapienza, Università di Roma), Paolo Pileri (Politecnico di Milano), Marco Marchetti, Davide Marino, Lorenzo Sallustio (Università del Molise), Costanza Calzolari, Fabrizio Ungaro (CNR), Elisa Morri, Riccardo Santolini (Università di Urbino), Davide Pettenella (Università di Padova), Luca Salvati (CREA), Fabio Terribile (Università Napoli Federico II).

Autori dei contributi esterni (Parte III)

Andrea Alcalini (Università di Firenze), Silvia Arcari (Poliedra - Politecnico di Milano), Marco Ballarin (IUAV), Matteo Basso (Università IUAV di Venezia), Lorenzo Bottai (LaMMA), Elisa Brusegan (IUAV), Alessandro Calzavara (ASSURB), Alessandra Cappiello (Poliedra - Politecnico di Milano), Marco Carletti (Regione Toscana), Ilaria Cellini (Sapienza Università di Roma), KC Clarke (University of California), Vezio De Lucia (urbanista), Francesco Esposto (Fondazione Cogeme Onlus), Maurizio Federici (Regione Lombardia), Giuliana Gemini (Poliedra - Politecnico di Milano), Vincenzo Giaccio (Università del Molise), Agostino Giannelli (Università del Molise), Elena Gissi (IUAV), Cinzia Licciardello (ARPAT), Davide Longato (IUAV), Fabio Lucchesi (Università di Firenze), Denis Maragno (IUAV), Federico Martellozzo (Università di Firenze), Angelo Marucci (Università del Molise), Luigi Mastronardi (Università del Molise), Francesco Mazzetti (Università degli Studi di Brescia), Giampiero Mazzocchi (Università del Molise), Beniamino Murgante (Università della Basilicata), Francesco Musco (IUAV), Margherita Palmieri (Università del Molise), Valerio Paruscio (Poliedra - Politecnico di Milano), Domenico Patassini (IUAV), Filippo Carlo Pavesi (Università degli Studi di Brescia), Giorgio Roberto Pelassa (Regione Piemonte), Alessandra Penna (Arpa Piemonte), Michele Pezzagno (Università degli Studi di Brescia), Silvia Pezzoli (Poliedra - Politecnico di Milano), Silvia Pili (Sapienza Università di Roma), Gianfranco Pozzer (IUAV), Rete dei Centri per l'Etica Ambientale - CepEA, Anna Richiedei (Università degli Studi di Brescia), Silvia Ronchi (Politecnico di Milano), Emma Salizzoni (Politecnico di Torino), Ilaria Tabarrani (Regione Toscana), Maurizio Tira (Università degli Studi di Brescia), Luca Tomasini (Poliedra - Politecnico di Milano), Ilaria Tombolini (Sapienza Università di Roma), Stefano Tornieri (IUAV), Massimo Triches (IUAV), Angioletta Voghera (Politecnico di Torino), Alberto Ziparo (Università di Firenze).

Le opinioni e i contenuti dei contributi esterni sono di piena responsabilità degli autori e non rappresentano necessariamente il punto di vista dell'Istituto o del SNPA.

Fotointerpretazione, classificazione, produzione cartografia, validazione ed elaborazione dei dati 2017

Francesca Assennato, Barbara Barattolo, Alice Cavalli, Luca Congedo, Marco Di Leginio, Ines Marinosci, Michele Munafò, Piera Pellegrino, Stefano Pranzo, Astrid Raudner, Mariangela Soraci, Andrea Strollo, Daniele Trogu (ISPRA), Luigi Dattola, Ivan Meringolo (ARPA Calabria), Elio Luce, Antonella Loreto, Gianluca Ragone, Giuseppina Annunziata, Pasquale Iorio, Elio Rivera, Salvatore Viglietti (ARPA Campania), Monica Carati, Rosalia Costantino, Andrea Spisni, Samantha Arda, Danila Bevilacqua, Bianca Maria Billi, Margherita Cantini, Daniela Corradini, Maria Elena Manzini, Chiara Melegari, Manuela Mengoni, Roberta Monti, Carlo Ravaioli (ARPAE Emilia Romagna), Paola Giacomich, Laura Gallizia Vuerich (ARPA Friuli Venezia Giulia), Monica Lazzari, Cinzia Picetti (ARPA Liguria), Dario Bellingeri (ARPA Lombardia), Roberto Brascugli (ARPA Marche), Isabella Tinetti, Teo Ferrero, Tommaso Niccoli, Cristina Prola, Gabriele Nicolò, Luca Forestello, Enrico Bonansea

(ARPA Piemonte), Vito La Ghezza (ARPA Puglia), Elisabetta Benedetti, Francesco Muntoni (ARPA Sardegna), Domenico Galvano, Salvatore Pierini (ARPA Sicilia), Cinzia Licciardello, Antonio Di Marco, Diego Palazzuoli (ARPA Toscana), Luca Tamburi (ARPA Umbria), Michel Isabellon (ARPA Valle D'Aosta), Andrea Dalla Rosa, Adriano Garlato, Silvia Obber, Antonio Pegoraro, Francesca Pocaterra, Francesca Ragazzi, Ialina Vinci, Paola Zamarchi (ARPA Veneto), Cinzia Frisanco, Gianluca Antonacci, Andrea Cemin, Chiara Lora (CISMA srl per APPA Bolzano), Paolo De Fioravante (Università della Tuscia), Simone Conza, Flavio Marcello De Stefanis, Chiara Giuliani, Lucia Maruffi, Angelantonio Pugliese (Sapienza, Università di Roma), Roberta Bruno, Carlotta Ciocci (IUSS Pavia), Tania Luti (Università di Firenze), Giuseppe Milano (Università Politecnica delle Marche).

Contributi alla definizione della metodologia di mappatura e valutazione dei servizi ecosistemici
Carlo Blasi, Fausto Manes (Sapienza, Università di Roma), Marco Marchetti, Lorenzo Sallustio, Davide Marino (Università del Molise), Fabio Terribile (Università Napoli Federico II), Paolo Pileri (Politecnico di Milano), Davide Pettenella, Mauro Masiero (Università di Padova), Elisa Morri, Riccardo Santolini (Università di Urbino), Giuseppe Scarascia Mugnozza (Università della Tuscia), Luca Salvati (CREA), Costanza Calzolari, Fabrizio Ungaro (CNR), Alessandra La Notte (JRC), Benedetta Radicchio, Vito Laghezza (ARPA Puglia), Andrea Dalla Rosa, Paolo Giandon, Ialina Vinci (ARPA Veneto), Francesca Assennato, Giovanni Braca, Martina Bussettini, Alessio Capriolo, Marco Di Leginio, Francesca Fornasier, Barbara Lastoria, Rosanna Mascolo, Michele Munafò, Francesca Piva, Mariangela Soraci, Andrea Strollo (ISPRA).

Comitato scientifico per la revisione dei contributi esterni (Parte III)
Filiberto Altobelli (CREA), Andrea Arcidiacono (Politecnico di Milano-INU-CRCS), Francesca Assennato (ISPRA), Patrizia Colletta (Ord. Architetti), Luca Congedo (ISPRA), Paolo De Fioravante (Università della Tuscia), Marco Di Leginio (ISPRA), Marco Marchetti (Università del Molise), Davide Marino (Università del Molise), Ines Marinosci (ISPRA), Anna Marson (Università IUAV), Michele Munafò (ISPRA), Elisabetta Peccol (Università di Udine), Davide Pettenella (Università di Padova), Paolo Pileri (Politecnico di Milano), Astrid Raudner (ISPRA), Bernardino Romano (Università dell'Aquila), Stefano Salata (Politecnico di Torino), Luca Salvati (CREA), Riccardo Santolini (Università di Urbino), Mariangela Soraci (ISPRA), Andrea Strollo (Sapienza), Fabio Terribile (Università di Napoli Federico II).

La classificazione dei cambiamenti al terzo livello e i nuovi indicatori sulla frammentazione sono stati sviluppati nell'ambito del progetto "Statistiche ambientali per le politiche di coesione 2014-2020" (PON Governance e Capacità Istituzionale 2014-2020).

Dati e cartografia
http://www.consumosuolo.isprambiente.it

PRESENTAZIONE

L'edizione 2018 del rapporto sul consumo di suolo in Italia, la quinta dedicata a questo tema, fornisce il quadro aggiornato dei processi di trasformazione del nostro territorio, che continuano a causare la perdita di una risorsa fondamentale, il suolo, con le sue funzioni e i relativi servizi ecosistemici. Il Rapporto analizza l'evoluzione del consumo di suolo all'interno di un più ampio quadro delle trasformazioni territoriali ai diversi livelli, attraverso indicatori utili a valutare le caratteristiche e le tendenze del consumo e fornisce valutazioni sull'impatto della crescita della copertura artificiale del suolo, con particolare attenzione alle funzioni naturali perdute o minacciate. La tutela del patrimonio ambientale, del paesaggio e il riconoscimento del valore del capitale naturale sono compiti e temi che ci richiama l'Europa, fondamentali alla luce delle particolari condizioni di fragilità e di criticità climatiche del nostro paese e rispetto ai quali il Rapporto fornisce il proprio contributo di conoscenza.

I dati aggiornati sono prodotti con un dettaglio a scala nazionale, regionale e comunale, grazie all'impegno del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), che vede ISPRA insieme alle Agenzie per la protezione dell'ambiente delle Regioni e delle Province Autonome, in un lavoro congiunto di monitoraggio svolto anche utilizzando le migliori informazioni che le nuove tecnologie sono in grado di offrire e le informazioni derivanti da satelliti di osservazione della terra, tra cui quelle del programma Copernicus. È infatti compito del Sistema seguire le trasformazioni del territorio e la perdita di suolo naturale, agricolo e seminaturale, inteso come risorsa ambientale essenziale e fondamentalmente non rinnovabile, vitale per il nostro ambiente, il nostro benessere e la nostra stessa economia. Questo ruolo di sentinella, richiamato dalla stessa legge 132/2016 istitutiva del SNPA, è fondamentale soprattutto in questa fase di attesa di una normativa nazionale compiuta, che riprenderà ora il proprio cammino in questa legislatura e, che ci auguriamo possa garantire il progressivo rallentamento e il rapido azzeramento del consumo di suolo netto in Italia.

Anche quest'anno il Rapporto si arricchisce dei contributi di soggetti esterni al SNPA, sia del mondo istituzionale sia della ricerca, al fine di rappresentare la migliore conoscenza disponibile sul tema e dare conto dei risultati ottenuti da importanti progetti e gruppi di ricerca in questo campo.

Come sempre i dati completi del consumo del suolo, dello stato di artificializzazione del territorio e delle diverse forme insediative presenti sono rilasciati in formato aperto e liberamente accessibili sul sito dell'ISPRA e rappresentano uno strumento che l'Istituto mette a disposizione dell'intera comunità istituzionale e scientifica nazionale. Il Rapporto, la cui valenza è ormai riconosciuta come base conoscitiva trasversale alle diverse politiche e attività sul territorio, costituisce un fondamentale supporto del SNPA per lo sviluppo del quadro normativo in materia di monitoraggio e di valutazione delle trasformazioni del territorio e dell'ambiente e al contempo per fornire ai responsabili delle

decisioni a livello locale informazioni specifiche per limitare, mitigare o compensare l'impermeabilizzazione del suolo e per la pianificazione urbanistica e territoriale.

I dati di quest'anno mostrano ancora la criticità del consumo di suolo nelle zone periurbane e urbane a bassa densità, in cui si rileva un continuo e significativo incremento delle superfici artificiali, con un aumento della densità del costruito a scapito delle aree agricole e naturali, unitamente alla criticità delle aree nell'intorno del sistema infrastrutturale, più frammentate e oggetto di interventi di artificializzazione a causa della maggiore accessibilità. I dati confermano l'avanzare di fenomeni quali la diffusione, la dispersione, la decentralizzazione urbana da un lato e la densificazione di aree urbane dall'altro. Tali processi riguardano soprattutto le aree costiere mediterranee e le aree di pianura, mentre al contempo, soprattutto in aree marginali, si assiste all'abbandono delle terre e alla frammentazione delle aree naturali.

Il consumo di suolo con le sue conseguenze, in attesa di interventi normativi efficaci, non si ferma. Il rallentamento progressivo dovuto alla crisi economica è sicuramente non sufficiente e, almeno in alcune zone del Paese, sembra essersi fermato o aver invertito la tendenza, confermando la mancanza del disaccoppiamento tra la crescita economica e la trasformazione del suolo naturale in assenza di interventi strutturali e di un quadro di indirizzo omogeneo a livello nazionale. L'iniziativa delle Regioni e delle Amministrazioni Locali sembra essere riuscita solo marginalmente, per ora, e solo in alcune parti del territorio, ad arginare l'aumento delle aree artificiali, rendendo evidente che gli strumenti attuali non hanno mostrato ancora l'auspicata efficacia nel governo del consumo di suolo. Ciò rappresenta un grave vulnus in vista della ripresa economica, che non dovrà assolutamente accompagnarsi a una ripresa della artificializzazione del suolo che i fragili territori italiani non possono più permettersi. Non possono permetterselo neanche dal punto di vista strettamente economico, come ci indica la Commissione Europea, alla luce della perdita consistente di servizi ecosistemici e all'aumento di quei "costi nascosti", dovuti alla crescente impermeabilizzazione del suolo che anche in questo Rapporto sono presentati al fine di assicurare la comprensione delle conseguenze dei processi di artificializzazione, delle perdite di suolo e del degrado a scala locale anche in termini di erosione dei paesaggi rurali, perdita di servizi ecosistemici e vulnerabilità al cambiamento climatico.

Un consistente contenimento del consumo di suolo è la premessa per garantire una ripresa sostenibile dei nostri territori attraverso la promozione del capitale naturale e del paesaggio, l'edilizia di qualità, la riqualificazione e la rigenerazione urbana, oltre al riuso delle aree contaminate o dismesse. Per questo obiettivo sarà indispensabile fornire ai Comuni e alle Città Metropolitane indicazioni chiare e strumenti utili per rivedere anche le previsioni di nuove edificazioni presenti all'interno dei piani urbanistici e territoriali già approvati. In questo quadro lo sforzo del SNPA con il Rapporto si pone come punto fermo, fornendo un supporto conoscitivo autorevole per l'impostazione e la definizione di un efficace nuovo quadro normativo e per un maggiore orientamento delle politiche territoriali verso la sostenibilità ambientale e la tutela del paesaggio.

Stefano Laporta

Presidente di ISPRA e del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA)

INDICE

1. Introduzione **1**

1.1 Il suolo *1*

1.2 Uso, copertura e consumo di suolo *1*

1.3 Il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo in Italia *3*

1.4 Le politiche sul suolo a livello globale, comunitario e nazionale *5*

1.5 Le proposte di legge nazionali, gli scenari futuri e le norme regionali *7*

PARTE I – IL QUADRO NAZIONALE **14**

2. Il consumo di suolo e la crescita urbana **14**

2.1 Livello nazionale *14*

2.2 Livello regionale *15*

2.3 Livello provinciale *19*

2.4 Livello comunale *24*

2.5 Tipologia dei cambiamenti *26*

2.6 Consumo di suolo e crescita demografica *27*

2.7 Forme di urbanizzazione e dinamiche di trasformazione del paesaggio *29*

2.8 Il consumo di suolo in Europa *32*

2.9 Valutazione dell'accuratezza *36*

3. La distribuzione territoriale del consumo di suolo **37**

3.1 Aree protette *37*

3.2 Aree vincolate per la tutela paesaggistica *37*

3.3 Corpi idrici *40*

3.4 Aree a pericolosità idraulica, da frana e sismica *41*

3.5 Fascia costiera *43*

3.6 Classi altimetriche e di pendenza *44*

3.7 Copertura e uso del suolo *45*

3.8 Unità fisiografiche del paesaggio *48*

3.9 Distribuzione dei cambiamenti *49*

4. Le dinamiche territoriali delle principali aree urbane italiane ed europee **50**

5. L'impatto del consumo di suolo **55**

5.1 L'area di impatto potenziale *55*

5.2 La frammentazione del territorio *55*

5.3 La perdita di servizi ecosistemici *59*

5.4 La sfida dei servizi ecosistemici alla cultura della monetizzazione e della compensazione *61*

PARTE II – CASI SIGNIFICATIVI E CONTESTI REGIONALI **64**

6. Un atlante del consumo di suolo – Come cambia il territorio **64**

6.1 Regione Piemonte *65*

6.2 Regione Valle D'Aosta *67*

6.3 Regione Lombardia *67*

6.4 Provincia Autonoma di Trento *69*

6.5 Provincia Autonoma di Bolzano *69*

6.6 Regione Veneto *71*

6.7 Regione Friuli-Venezia Giulia *75*

6.8 Regione Liguria *77*

6.9 Regione Emilia Romagna *78*
6.10 Regione Toscana *79*
6.11 Regione Umbria *81*
6.12 Regione Marche *82*
6.13 Regione Lazio *83*
6.14 Regione Abruzzo *85*
6.15 Regione Molise *86*
6.16 Regione Campania *86*
6.17 Regione Puglia *87*
6.18 Regione Basilicata *89*
6.19 Regione Calabria *90*
6.20 Regione Sicilia *91*
6.21 Regione Sardegna *91*

7. Schede regionali 93
7.1 Regione Piemonte *93*
7.2 Regione Valle D'Aosta *97*
7.3 Regione Lombardia *101*
7.4 Provincia Autonoma di Trento *105*
7.5 Provincia Autonoma di Bolzano *109*
7.6 Regione Veneto *113*
7.7 Regione Friuli Venezia Giulia *117*
7.8 Regione Liguria *121*
7.9 Regione Emilia-Romagna *125*
7.10 Regione Toscana *129*
7.11 Regione Umbria *133*
7.12 Regione Marche *137*
7.13 Regione Lazio *141*
7.14 Regione Abruzzo *145*
7.15 Regione Molise *149*
7.16 Regione Campania *153*
7.17 Regione Puglia *157*
7.18 Regione Basilicata *161*
7.19 Regione Calabria *165*
7.20 Regione Sicilia *169*
7.21 Regione Sardegna *173*

PARTE III – CONTRIBUTI E APPROFONDIMENTI 177

MONITORAGGIO DEL TERRITORIO E DINAMICHE DEL CONSUMO DI SUOLO 177

8. Il consumo di suolo tra stato di fatto e stato di diritto in Regione Lombardia 177

9. Monocolture agricole e degrado del suolo. Considerazioni a partire dal caso dei territori di produzione del Prosecco 183

10. La polarizzazione del consumo di suolo: dinamiche d'area tra piccoli comuni. Il caso del progetto Pianura Sostenibile in provincia di Brescia 189

11. Valutare la frammentazione del territorio indotta dalla realizzazione di infrastrutture lineari 195

12. Dalle analisi del consumo di suolo la prefigurazione di una diversa pianificazione 200

13. Lo stop al consumo del suolo e i David di Donatello 204

14. Scenari previsionali del consumo di suolo in Italia: la valutazione ex-ante delle politiche mediante modelli di simulazione numerica 205

15. Verso una integrazione dei metodi e degli strumenti per il monitoraggio del consumo di suolo. Il caso toscano 210

16. Consumo di suolo ad uso non residenziale nei comuni minori del Veneto - Un test sull'effetto 'frammentazione amministrativa' 216

DIMENSIONI URBANE TRA CONSUMO DI SUOLO E PROSPETTIVE DI TRASFORMAZIONE 224

17. La definizione di politiche di ricomposizione paesaggistica a partire da un'analisi della morfologia urbana dei territori 224

18. Comfort e qualità urbana: il futuro delle città. Progetto di riqualificazione del piazzale della stazione di Belluno 230

19. Urbanizzazione e qualità dei suoli: il caso di Roma 232

20. Pocket rain parks - Micro-parchi diffusi per la gestione delle acque piovane 236

21. Etica, suolo e qualità dello sviluppo: una prospettiva integrale 241

22. Degrado del territorio: analisi recenti e strategie di contrasto 245

MAPPATURA E VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI DEL SUOLO E DEL TERRITORIO 250

23. I servizi ecosistemici per analisi e valutazione di VAS nei processi di pianificazione territoriale 250

24. La valutazione dei servizi ecosistemici per il Piano Paesaggistico della Sardegna 256

25. L'applicazione dei dati satellitari alla mappatura e valutazione dei servizi ecosistemici 263

26. Applicazione di metodologie di valutazione dei servizi ecosistemici del suolo nella Pianificazione urbanistica. Esperienze in Piemonte 269

27. L'impatto del cambiamento di uso del suolo nelle aree rurali attraverso la valutazione dei trade-off tra servizi ecosistemici: un caso studio dell'area Appenninica 275

1. Introduzione[1]

1.1 Il suolo

Il suolo è lo strato superiore della crosta terrestre costituito da componenti minerali, materia organica, acqua, aria e organismi viventi. Rappresenta l'interfaccia tra terra, aria e acqua e ospita gran parte della biosfera. Visti i tempi estremamente lunghi di formazione del suolo, si può ritenere che esso sia una risorsa sostanzialmente non rinnovabile. Il suolo ci fornisce cibo, biomassa e materie prime; funge da piattaforma per lo svolgimento delle attività umane; è un elemento del paesaggio e del patrimonio culturale e svolge un ruolo fondamentale come habitat e pool genico. Nel suolo vengono stoccate, filtrate e trasformate molte sostanze, tra le quali l'acqua, i nutrienti e il carbonio. Per l'importanza che rivestono sotto il profilo socioeconomico e ambientale, tutte queste funzioni devono pertanto essere tutelate (Commissione Europea, 2006).

Un suolo di buona qualità è in grado di assicurare moltissime funzioni ecologiche, economiche, sociali garantendo la fornitura di diversi servizi ecosistemici[2], che si suddividono in[3]:

- servizi di approvvigionamento (prodotti alimentari e biomassa, materie prime, etc.);
- servizi di regolazione e mantenimento (regolazione del clima, cattura e stoccaggio del carbonio, controllo dell'erosione e dei nutrienti, regolazione della qualità dell'acqua, protezione e mitigazione dei fenomeni idrologici estremi, riserva genetica, conservazione della biodiversità, etc.);
- servizi culturali (servizi ricreativi e culturali, funzioni etiche e spirituali, paesaggio, patrimonio naturale, etc.).

Tali servizi ecosistemici possono essere considerati come un contributo indiretto del capitale naturale, ovvero l'insieme delle risorse naturali (oltre al suolo, le materie prime, l'acqua, l'aria, la flora e la fauna) che forniscono beni e servizi all'umanità (World Bank, 2012).

1.2 Uso, copertura e consumo di suolo

Il consumo di suolo è un fenomeno associato alla perdita di una risorsa ambientale fondamentale, dovuta all'occupazione di superficie originariamente agricola, naturale o seminaturale. Il fenomeno si riferisce a un incremento della copertura artificiale di terreno, legato alle dinamiche insediative e infrastrutturali. Un processo prevalentemente dovuto alla costruzione di nuovi edifici, fabbricati e insediamenti, all'espansione delle città, alla densificazione o alla conversione di terreno entro un'area urbana, all'infrastrutturazione del territorio.

Il consumo di suolo è, quindi, definito come una variazione da una copertura non artificiale (suolo non consumato) a una copertura artificiale del suolo (suolo consumato).

Per copertura del suolo (*Land Cover*) si intende la copertura biofisica della superficie terrestre, comprese le superfici artificiali, le zone agricole, i boschi e le foreste, le aree seminaturali, le zone umide, i corpi idrici, come definita dalla direttiva 2007/2/CE.

L'impermeabilizzazione del suolo, ovvero la copertura permanente di parte del terreno e del relativo suolo con materiali artificiali (quali asfalto o calcestruzzo) per la costruzione, ad esempio, di edifici e strade, costituisce la forma più evidente e più diffusa di copertura artificiale. In genere una parte dell'area di insediamento è davvero impermeabilizzata, poiché giardini, parchi urbani e altri spazi verdi non devono essere considerati (Commissione Europea, 2013). Altre forme di copertura artificiale del suolo vanno dalla perdita totale della "risorsa suolo" attraverso la rimozione per escavazione (comprese le attività estrattive a cielo aperto), alla perdita parziale, più o meno rimediabile, della funzionalità della risorsa a causa di fenomeni quali la compattazione (es. aree non asfaltate adibite a parcheggio).

L'impermeabilizzazione rappresenta la principale causa di degrado del suolo in Europa, comporta un rischio accresciuto di inondazioni, contribuisce ai cambiamenti climatici, minaccia la biodiversità, provoca la perdita di terreni agricoli fertili e aree naturali e seminaturali, contribuisce insieme alla diffusione urbana alla progressiva e sistematica distruzione del paesaggio, soprattutto rurale (Commissione Europea, 2012). La copertura con materiali impermeabili è probabilmente l'uso più

[1] L'introduzione è a cura di F. Assennato, M. Di Leginio, I. Marinosci, M. Munafò

[2] Le attuali definizioni di servizi ecosistemici mettono in relazione i benefici che l'uomo ottiene, direttamente o indirettamente, con gli ecosistemi (Costanza et al., 1997), necessari al proprio sostentamento (Blum, 2005; Commissione Europea, 2006; UNEP - MEA, 2003)

[3] CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) - www.cices.eu

impattante che si può fare della risorsa suolo poiché ne determina la perdita totale o una compromissione permanente della sua funzionalità tale da limitare/inibire il suo insostituibile ruolo nel ciclo degli elementi nutritivi. Le funzioni produttive dei suoli sono, pertanto, inevitabilmente perse, così come la loro possibilità di assorbire CO_2, di fornire supporto e sostentamento per la componente biotica dell'ecosistema, di garantire la biodiversità e, spesso, la fruizione sociale. L'impermeabilizzazione deve essere, per tali ragioni, intesa come un costo ambientale, risultato di una diffusione indiscriminata delle tipologie artificiali di uso del suolo che porta al degrado delle funzioni ecosistemiche e all'alterazione dell'equilibrio ecologico (Commissione Europea, 2013).

Figura 1 - Un esempio di nuova copertura artificiale del suolo dovuta alla realizzazione di un'infrastruttura, la superstrada Pedemontana Veneta a Trevignano, in provincia di Treviso (foto di Alberto Sfoggia)

L'uso del suolo (*Land Use*) è un concetto diverso dalla copertura del suolo, rappresenta un riflesso delle interazioni tra l'uomo e il suolo e costituisce quindi una descrizione di come esso venga impiegato in attività antropiche. La direttiva 2007/2/CE definisce l'uso del suolo come una classificazione del territorio in base alla dimensione funzionale o alla destinazione socioeconomica presenti e programmate per il futuro (ad esempio: residenziale, industriale, commerciale, agricolo, silvicolo, ricreativo). Un cambio di uso del suolo (e ancora meno un cambio di destinazione d'uso del suolo previsto da uno strumento urbanistico) potrebbe non avere alcun effetto sullo stato reale del suolo, che potrebbe mantenere intatte le sue funzioni e le sue capacità di fornire servizi ecosistemici, e quindi non rappresentare un reale consumo di suolo. Si deve quindi distinguere il livello "de iure" da quello "de facto", dovendo considerare il suolo come risorsa (Commissione Europea, 2016).

La rappresentazione del consumo di suolo è, quindi, data dal crescente insieme di aree coperte artificialmente da edifici, fabbricati, infrastrutture, aree estrattive, discariche, cantieri, cortili, piazzali e altre aree pavimentate o in terra battuta, pannelli fotovoltaici e tutte le altre aree impermeabilizzate, non necessariamente urbane. Tale definizione si estende, pertanto, anche in ambiti rurali e naturali ed esclude, invece, le aree aperte naturali e seminaturali in ambito urbano, indipendentemente dalla loro destinazione d'uso. Anche la densificazione urbana, ovvero la nuova copertura artificiale del suolo all'interno di un'area urbana, rappresenta una forma di consumo di suolo. Il consumo di suolo netto è valutato attraverso il bilancio tra il consumo di suolo e l'aumento di superfici agricole, naturali e seminaturali dovuto a interventi di recupero, demolizione, de-impermeabilizzazione, rinaturalizzazione o altro (Commissione Europea, 2012).

In un recente documento, si chiarisce che l'azzeramento del consumo di suolo netto, obiettivo che l'Unione Europea ci chiede di raggiungere entro il 2050, significa evitare l'impermeabilizzazione di aree agricole e di aree aperte e, per la componente residua non evitabile, compensarla attraverso la

rinaturalizzazione di un'area di estensione uguale o superiore, che possa essere in grado di tornare a fornire i servizi ecosistemici forniti da suoli naturali (Commissione Europea, 2016).

1.3 Il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo in Italia

Le attività di monitoraggio del territorio in termini di uso, copertura e consumo di suolo nel nostro Paese, assicurate dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) come previsto dalla L.132/2016[4], permettono di avere un quadro aggiornato annualmente dell'evoluzione dei fenomeni del consumo di suolo, delle dinamiche di trasformazione del territorio e della crescita urbana, in particolare, attraverso la produzione di cartografia tematica e l'elaborazione di indicatori specifici.

La stessa L.132/2016, al fine di assicurare omogeneità ed efficacia all'esercizio dell'azione conoscitiva e di controllo pubblico della qualità dell'ambiente a supporto delle politiche di sostenibilità ambientale e di prevenzione sanitaria a tutela della salute pubblica del nostro Paese, istituisce i LEPTA, i Livelli essenziali delle prestazioni tecniche ambientali, che costituiscono il livello minimo omogeneo su tutto il territorio nazionale delle attività che il Sistema nazionale è tenuto a garantire, anche ai fini del perseguimento degli obiettivi di prevenzione collettiva previsti dai livelli essenziali di assistenza sanitaria. Proprio in tale ambito è previsto che il SNPA assicuri il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo attraverso la redazione di cartografia tematica e l'utilizzo di reti di monitoraggio puntali o di tecniche di *earth observation* per la classificazione della copertura del suolo. Il SNPA si è, quindi, organizzato per assicurare le attività di monitoraggio, costituendo un'apposita "rete di referenti" per il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo, coordinata da ISPRA, a cui partecipano le Agenzie per la protezione dell'ambiente delle Regioni e delle Province Autonome (ARPA-APPA).

Il monitoraggio avviene attraverso la produzione di una cartografia nazionale del consumo di suolo su base raster (griglia regolare) di 10x10m, prodotto secondo un sistema di classificazione il cui primo livello suddivide l'intero territorio in suolo consumato e suolo non consumato. Le elaborazioni annuali seguono una metodologia omogenea e prevedono un processo con le seguenti fasi:

- acquisizione dei dati di input (immagini *Sentinel* 1 e 2, altre immagini satellitari disponibili, dati ancillari);
- pre-processamento dei dati;
- classificazione semi-automatica della serie temporale completa dell'anno in corso e dell'anno precedente di *Sentinel* 1 e 2;
- produzione di una cartografia preliminare;
- fotointerpretazione multitemporale completa dell'intero territorio ed editing a scala di dettaglio (≥1:5.000);
- revisione della serie storica;
- rasterizzazione;
- validazione;
- mosaicatura nazionale e riproiezione in un sistema equivalente (ETRS_1989_LAEA);
- elaborazione e restituzione di dati e indicatori.

La risoluzione geometrica dei dati è allineata, anche al fine di assicurare la sostenibilità futura del monitoraggio su base annuale, ai dati disponibili in ambito *Copernicus* e, in particolare, alla missione *Sentinel*-2, che, lanciata a giugno 2015, fornisce dati multispettrali con una risoluzione di 10 metri, adatti quindi sia per processi di fotointerpretazione sia di classificazione semi-automatica.

[4] Legge 28 giugno 2016, n. 132. Istituzione del Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (GU Serie Generale n.166 del 18-07-2016).

Il nuovo sistema di classificazione, definito all'avvio del monitoraggio annuale (settembre 2017) sulla base del quadro delle definizioni proposte a livello nazionale disponibile a quella data, prevede per questa edizione alcune novità che escludono, in particolare, alcune tipologie considerate nelle precedenti edizioni.
Il nuovo consumo di suolo viene suddiviso in due categorie principali (permanente e reversibile) che costituiscono un secondo livello di classificazione, e successivamente, dove possibile, classificato al terzo livello sulla base di questo sistema:

- consumo di suolo permanente: edifici, fabbricati; strade asfaltate; sede ferroviaria; aeroporti (piste e aree di movimentazione impermeabili/pavimentate); porti (banchine e aree di movimentazione impermeabili/pavimentate); altre aree impermeabili/pavimentate non edificate (piazzali, parcheggi, cortili, campi sportivi); serre permanenti pavimentate; discariche;
- consumo di suolo reversibile: strade sterrate; cantieri e altre aree in terra battuta (piazzali, parcheggi, cortili, campi sportivi, depositi permanenti di materiale); aree estrattive non rinaturalizzate; cave in falda; campi fotovoltaici a terra; altre coperture artificiali la cui rimozione ripristina le condizioni iniziali del suolo.

Le superfici artificiali vengono rilevate solo se di estensione tale da coprire più del 50% della cella di 10x10m. Sono, quindi, esclusi molti elementi lineari di spessore limitato, come le infrastrutture minori in contesto agricolo o naturale. Il nuovo sistema di classificazione, inoltre, non considera più le serre permanenti, escluse quelle pavimentate (dove rilevabili) e, in generale, seguendo le indicazioni derivanti dall'ultimo testo del disegno di legge proposto dalle Commissioni del Senato, gli interventi connessi con la conduzione dell'attività agricola in cui siano assicurate le condizioni di naturalità del suolo. Sono inoltre esclusi i corpi idrici artificiali (ma non le cave in falda).
Le attività di monitoraggio sfruttano ampiamente, quindi, le potenzialità del programma *Copernicus* che, secondo il Regolamento UE n. 377/2014 "dovrebbe fornire informazioni sullo stato dell'atmosfera, degli oceani, del territorio, a sostegno delle politiche di adattamento e mitigazione dei cambiamenti climatici e della gestione delle emergenze e della sicurezza civile". Il Programma Europeo di osservazione della terra *Copernicus* è dunque un insieme complesso di sistemi che raccoglie informazioni da molteplici fonti, ossia satelliti e sensori di terra, di mare ed aviotrasportati. Integra ed elabora tutte queste risorse fornendo agli utenti istituzionali, della ricerca e dell'industria, informazioni affidabili e aggiornate attraverso una serie di servizi che attengono all'ambiente, al territorio e alla sicurezza.
Il Programma si divide in due principali strutture: i Servizi e la Componente Spazio. I servizi si articolano in aree tematiche (*Core Services*): il monitoraggio del territorio, del mare e degli oceani, dell'atmosfera, dei cambiamenti climatici, la gestione delle emergenze, la sicurezza e l'in-situ. La Componente Spazio, costituita dai satelliti, le associate infrastrutture di terra e dall'acquisizione dei dati da fornitori terzi, è gestita e sviluppata da ESA con il concorso dell'Organizzazione Europea per l'utilizzazione dei Satelliti in Meteorologia (*Eumetsat*). Per quanto riguarda il servizio di monitoraggio del territorio (CLMS), esso fornisce informazioni geografiche su *land cover* e diverse variabili relative allo stato della vegetazione e al ciclo dell'acqua ed è composta da 3 principali componenti: la componente Globale coordinata dal JRC, che produce dati a scala globale, la componente Pan-Europea, coordinata dall'Agenzia Europea dell'Ambiente, che produce 5 strati ad alta risoluzione (HRL) e provvede all'aggiornamento del Corine Land Cover, e la componente Locale coordinata anch'essa dall'Agenzia Europea dell'Ambiente che fornisce informazioni specifiche e dettagliate di *land cover* e *land use* su aree specifiche, di cui un esempio è Urban Atlas. In aggiunta alle 3 componenti il servizio *CLMS* supporta i *Reference Data* relativi a dati *in-situ* necessari ai servizi *Copernicus.*
Nell'ambito del programma *Copernicus* sono resi disponibili, in modo completamente aperto e gratuito, tutti i dati dei servizi e le immagini acquisite dalla costellazione di satelliti *Sentinel*. Tali satelliti forniscono immagini radar e ottiche ad alta risoluzione del nostro pianeta, permettendo il monitoraggio del territorio (copertura vegetale, suolo ed acqua, etc.), del mare (temperatura, andamento della superficie marina, etc.) e dell'atmosfera. Ai fini del monitoraggio del territorio a cura di SNPA, vengono oggi ampiamente utilizzate le immagini multispettrali *Sentinel*-2 (13 bande) caratterizzate da un elevato tempo di rivisitazione (3-5 gg) ed una risoluzione compresa tra i 10m e i 60m, e le immagini radar delle missione *Sentinel*-1. Entrambe, con un opportuno preprocessamento, rendono possibile processi di classificazione automatica e semi-automatica alla base delle successive fotointerpretazione,

elaborazione e restituzione cartografica anche se, ai fini di un monitoraggio del territorio adeguato alle esigenze di questo rapporto, è spesso necessario ricorrere a dati a maggiore risoluzione geometrica.
A livello nazionale si sta sviluppando il Piano strategico *Space Economy*, che nasce dai lavori della Cabina di Regia Spazio, l'iniziativa promossa dalla Presidenza del Consiglio dei Ministri per la definizione della politica nazionale nel settore spaziale, e che vuole consentire all'Italia di trasformare il settore spaziale in uno dei motori propulsori della nuova crescita del Paese, attraverso l'integrazione delle politiche di sviluppo dei territori con la politica spaziale. Attraverso la realizzazione di infrastrutture/sistemi innovativi abilitanti e la creazione di strutture operative nazionali, il sistema sarà basato su piattaforme *Big Data* di archiviazione, elaborazione e integrazione dei dati satellitari con altri dati osservativi e di previsione da modelli, in grado di abbattere le barriere di accesso alle informazioni utili per la fornitura di servizi su misura, per utenti istituzionali e privati. Moltissime le applicazioni che possono essere abilitate da tali piattaforme, come l'Infrastruttura Operativa Nazionale per il monitoraggio dell'ambiente a supporto del SNPA con alcuni servizi operativi relativi al monitoraggio del territorio e delle principali risorse ambientali, quali gestione della resilienza dell'ambiente costruito, sorveglianza marittima, *nowcasting* (previsione meteo marina a breve termine), agricoltura di precisione e suoi impatti sul territorio e sul suolo.

1.4 Le politiche sul suolo a livello globale, comunitario e nazionale

L'Europa e le Nazioni Unite ci richiamano alla tutela del suolo, del patrimonio ambientale, del paesaggio, al riconoscimento del valore del capitale naturale e ci chiedono di **azzerare il consumo di suolo netto entro il 2050** (Parlamento Europeo e Consiglio, 2013**), di allinearlo alla crescita demografica e di non aumentare il degrado del territorio entro il 2030** (UN, 2015). Tali obiettivi sono ancor più importanti per noi, alla luce delle particolari condizioni di fragilità e di criticità del nostro Paese, rendendo urgente la definizione e l'attuazione di politiche, norme e azioni di radicale contenimento del consumo di suolo e la revisione delle previsioni degli strumenti urbanistici esistenti, spesso sovradimensionate rispetto alla domanda reale e alla capacità di carico dei territori.
Era il 2002 quando la Commissione Europea diffuse una "Comunicazione" dal titolo "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" (Commissione Europea, 2002) in cui si evidenziava l'importanza del **suolo come risorsa vitale e fondamentalmente non rinnovabile**, sottoposta a crescenti pressioni. Il testo rappresentava per la Commissione un impegno politico per la protezione del suolo, con la consapevolezza della complessità dell'argomento e della necessità di tempi lunghi per la formulazione di una politica europea integrata in grado di arrestare i processi di degrado e tutelare efficacemente questa fondamentale risorsa ambientale.
Oggi, se è vero che la protezione ambientale rimane senz'altro una delle priorità delle politiche attuate in sede di Unione Europea e, con le politiche sociali ed economiche, rappresenta il fulcro intorno a cui ruotano le politiche di sviluppo sostenibile, a distanza di sedici anni da questa prima Comunicazione non possiamo non constatare che i "tempi lunghi" previsti per la formulazione e l'attuazione di una politica europea di protezione del suolo sono purtroppo andati oltre le previsioni, considerando che, negli ultimi vent'anni, nel nostro Continente, un'area pari a circa 1.000 km^2 l'anno è stata definitivamente persa in seguito alla costruzione di nuove aree urbane e infrastrutture (EEA, 2017).
A livello europeo si è spesso fatto ricorso in campo ambientale all'emanazione di "strategie tematiche" rese vincolanti da specifiche Direttive e finalizzate a stabilire misure di cooperazione e linee di indirizzo rivolte agli Stati membri e alle autorità locali. Così, anche nel caso del suolo, nel settembre 2006, fu **proposta una nuova Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio**, che avrebbe dovuto definire il quadro complessivo per la protezione del suolo e adottare la Strategia tematica per la protezione e l'uso sostenibile del suolo (Commissione Europea, 2006). Tale strategia poneva l'accento sulla prevenzione da un ulteriore degrado del suolo e sul mantenimento delle sue funzioni, sottolineando la necessità di attuare buone pratiche per ridurre gli effetti negativi del consumo di suolo e, in particolare, della sua forma più evidente e irreversibile: l'impermeabilizzazione (*soil sealing*).
L'importanza di una buona gestione del territorio e, in particolare, dei suoli fu poi ribadita dalla Commissione nel 2011 con la Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse (Commissione Europea, 2011) collegata alla Strategia 2020, con il traguardo di un incremento dell'**occupazione netta di terreno pari a zero** da raggiungere, in Europa, **entro il 2050**. Obiettivo ribadito in seguito con l'approvazione del Settimo Programma di Azione Ambientale, denominato "Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta" (Parlamento europeo e Consiglio, 2013), che richiedeva

inoltre che, entro il 2020, le politiche dell'Unione tenessero conto dei loro impatti diretti e indiretti sull'uso del territorio. Da un punto di vista formale è importante sottolineare che il Settimo Programma Ambientale dell'Unione Europea, siglato il 20 novembre 2013 ed entrato in vigore nel gennaio 2014, è una Decisione del Parlamento europeo e del Consiglio e ha quindi una natura normativa, a differenza della Tabella di marcia del 2011 della Commissione, che si limitava a delineare delle pur importanti priorità politiche.
Peraltro, la Commissione aveva già ritenuto utile indicare le priorità di azione e le linee guida da seguire per raggiungere l'obiettivo dell'occupazione netta di terreno pari a zero entro il 2050 pubblicando, nel 2012, le linee guida per **limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo** (Commissione Europea, 2012). L'approccio proposto era quello di mettere in campo politiche e azioni finalizzate, nell'ordine, a limitare, mitigare e compensare il *soil sealing*, da definire dettagliatamente negli Stati membri e da attuare a livello nazionale, regionale e locale. In altri termini, gli Stati membri dovrebbero, prioritariamente, assicurare la limitazione dell'impermeabilizzazione attraverso la riduzione del tasso di conversione e di trasformazione del territorio agricolo e naturale e il riuso delle aree già urbanizzate, con la definizione di target realistici al consumo di suolo a livello nazionale e regionale e di linee di azione come la concentrazione del nuovo sviluppo urbano nelle aree già insediate. Nel caso in cui la perdita di suolo risulti inevitabile, dovrebbero essere previste misure di mitigazione, volte al mantenimento delle principali funzioni del suolo e alla riduzione degli effetti negativi sull'ambiente del *soil sealing*. Infine, tutti gli interventi inevitabili di nuova impermeabilizzazione del suolo dovrebbero essere compensati assicurando, ad esempio, una rinaturalizzazione di terreni già impermeabilizzati oppure, come ultima possibilità, sotto forma di corrispettivi economici, purché vincolati all'utilizzo in azioni di protezione o ripristino del suolo.
Sebbene l'importanza del suolo e dei servizi ecosistemici che è in grado di fornire sia ormai globalmente riconosciuta, le politiche, soprattutto a livello europeo, rimangono ancora oggi piuttosto lacunose e non si intravedono per i prossimi anni grossi spiragli di cambiamento. L'opposizione forte di alcuni Stati Membri ha portato, nel maggio 2014, al ritiro definitivo della proposta di direttiva, vista soprattutto come un ostacolo all'attuazione delle politiche nazionali di protezione del suolo già esistenti. Molti paesi nord europei possiedono una legislazione nazionale consolidata che già prevede azioni e misure in grado di arrestare i processi di degrado e tutelare efficacemente questa fondamentale risorsa ambientale (contrasto all'erosione, incremento della sostanza organica e mantenimento della fertilità nei suoli agricoli); in alcuni casi al di fuori del nostro Paese tale processo decisionale avviene in maniera chiara e definita alle varie scale, riuscendo ad integrare e coordinare con successo la normativa nazionale e quella locale.
Parallelamente, a livello globale, la conclusione della Conferenza delle Nazioni Unite sullo Sviluppo Sostenibile del 2012 permetteva di portare nuovamente all'attenzione pubblica il tema della protezione, della conservazione e del miglioramento delle risorse naturali, incluso il suolo. Il rapporto finale, "Il futuro che vogliamo" (UN, 2012) invitava i governi nazionali a intervenire per garantire una maggiore attenzione delle decisioni relative all'uso del territorio, a tutti i livelli di pertinenza, rispetto agli impatti ambientali, sociali ed economici che generano degrado del suolo.
Raccogliendo tali indicazioni, nel 2015, l'Agenda Globale per lo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite (UN, 2015), definiva gli **Obiettivi di Sviluppo Sostenibile** (*Sustainable Development Goals* - SDGs) e indicava, tra gli altri, alcuni target di particolare interesse per il territorio e per il suolo, da integrare nei programmi nazionali a breve e medio termine e da raggiungere entro il 2030:

- assicurare che il consumo di suolo non superi la crescita demografica;
- assicurare l'accesso universale a spazi verdi e spazi pubblici sicuri, inclusivi e accessibili;
- raggiungere un *land degradation neutral world*, quale elemento essenziale per mantenere le funzioni e i servizi ecosistemici.

Con la sottoscrizione dell'Agenda, tutti i paesi compresa l'Italia hanno accettato di partecipare ad un processo di monitoraggio di questi obiettivi gestito dalla Commissione Statistica delle Nazioni Unite, attraverso un sistema di indicatori, tra cui alcuni specifici sul consumo di suolo, sull'uso del suolo, sulle aree artificiali, sulla percentuale del territorio soggetto a fenomeni di degrado.
A livello nazionale lo strumento per la messa a sistema dell'attuazione dell'Agenda 2030 è rappresentato dalla **Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile** (SNSvS), presentata al Consiglio dei Ministri a ottobre 2017 (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2017) e approvata dal

CIPE a dicembre dello stesso anno[5]. La SNSvS 2017-2030 si configura, anche alla luce dei cambiamenti intervenuti a seguito della crisi economico-finanziaria degli ultimi anni, come lo strumento principale per la creazione di un nuovo modello economico circolare, a basse emissioni di CO_2, resiliente ai cambiamenti climatici e agli altri cambiamenti globali causa di crisi locali, come, ad esempio, la perdita di biodiversità, la modificazione dei cicli biogeochimici fondamentali (carbonio, azoto, fosforo) e i cambiamenti nell'utilizzo del suolo. Al fine di garantire la gestione sostenibile delle risorse naturali (scelta II) "Arrestare il consumo del suolo e la desertificazione" è stato individuato come uno degli obiettivi strategici (obiettivo II.2) che, quindi, potrebbe essere anticipato al 2030.
Per il raggiungimento di questo obiettivo nel nostro Paese, così come di quello europeo relativo al 2050, sono evidentemente necessari atti normativi efficaci che possano indirizzare le politiche di governo e le azioni di trasformazione del territorio verso un rapido contenimento del consumo di suolo agricolo o naturale. Tuttavia, come in Europa pesa l'assenza di una Direttiva quadro sul suolo, anche in Italia il Parlamento non ha ad oggi approvato una legge che abbia l'obiettivo di proteggere il suolo dalla sua progressiva copertura artificiale.

Commissione Europea (2006), Strategia tematica per la protezione del suolo, COM(2006) 231. Bruxelles, 22.9.2006.
Commissione Europea (2011), Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse, COM(2011) 571. Bruxelles, 20.9.2011.
Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.
Commissione Europea (2013), Superfici impermeabili, costi nascosti. Alla ricerca di alternative all'occupazione e all'impermeabilizzazione dei suoli. Lussemburgo.
Commissione Europea (2014), Mapping and assessment of ecosystems and their services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 second Report – Final, February 2014.
Commissione Europea (2016), Future Brief: No net land take by 2050? April 2016.
EEA Report No 8/2016 - The direct and indirect impacts of EU policies on land. ISSN 1977-8449
EEA Report No 11/2016 – Urban sprawl in Europe. ISSN 1977-8449
EEA Report No 7/2016 - Soil resource efficiency in urbanised areas. Analytical framework and implications for governance. ISSN 1977-8449
EEA (2017), Landscapes in transition. An account of 25 years of land cover change in Europe, EEA Report n. 10/2017, European Environment Agency, Copenhagen.ISPRA (2014). Il consumo di suolo in Italia - Edizione 2014. ISPRA Rapporti 195/2014.
ISPRA (2015), Il consumo di suolo in Italia - Edizione 2015. ISPRA Rapporti 218/2015.
ISPRA (2015), Annuario dei dati ambientali - Edizione 2014.
ISPRA (2016), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016. Rapporti 248/2016.
Parlamento europeo e Consiglio (2013), Decisione n. 1386/2013/UE del Parlamento europeo e del Consiglio del 20 novembre 2013 su un programma generale di azione dell'Unione in materia di ambiente fino al 2020 «Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta», GUUE, L 354, 28.12.2013: 171-200.
UN (2012), The Future We Want, A/RES/66/288, United Nations
UN (2014). World urbanization prospects: The 2014 revision, United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, NY.
UN (2015), Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development, A/RES/70/1, United Nations.
World Bank (2012). Inclusive Green Growth. The Pathway to Sustainable Development, The World Bank, Washington, DC, USA

1.5 Le proposte di legge nazionali, gli scenari futuri e le norme regionali[6]

La prima proposta di legge per la limitazione del consumo di suolo risale al 2012 quando l'allora Ministro delle politiche agricole alimentari e forestali presentò il Rapporto "Costruire il futuro: difendere l'agricoltura dalla cementificazione"[7] e il disegno di legge "valorizzazione delle aree agricole e di contenimento del consumo di suolo"[8], non approvato a causa della fine anticipata della Legislatura.
Un nuovo disegno di legge di iniziativa governativa fu presentato nel 2014 e, dopo oltre due anni di discussione, approvato alla Camera il 12 maggio 2016. Forti critiche arrivarono, tuttavia, al testo finale che, a detta di molti, risultava poco efficace e non in grado di assicurare un reale contenimento del consumo di suolo a causa delle numerose deroghe previste, della complessa procedura di definizione dei limiti e del fatto che non erano stabilite le percentuali di riduzione da raggiungere nel corso degli

[5] http://www.minambiente.it/pagina/la-strategia-nazionale-lo-sviluppo-sostenibile
[6] Il quadro delle norme regionali è a cura della Rete dei Referenti SNPA.
Si ringrazia la Direzione Legislazione Mercato Privato di ANCE per la documentazione fornita relativa alla recente evoluzione della normativa regionale.
[7] http://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/8850
[8] AS 3601 dell'11 dicembre 2012.

anni fino al 2050. Inoltre, rimanevano probabilmente inascoltate molte aspettative legate alle esigenze di rilancio dell'attività edilizia verso una strategia di riqualificazione dell'esistente, così come quelle di rigenerazione di tessuti urbani finalizzata al miglioramento della qualità della vita dei cittadini, al miglioramento dell'ambiente e del paesaggio urbano e suburbano, al recupero di funzioni ecosistemiche e all'adattamento ai cambiamenti climatici.
Anche sulla base dei dati contenuti negli ultimi rapporti ISPRA e delle considerazioni legate ai riconosciuti limiti della legge, le Commissioni riunite Territorio e Ambiente e Agricoltura del Senato, tra il 2016 e il 2017, a seguito di un approfondito ciclo di audizioni, arrivavano alla revisione significativa di alcuni articoli del testo di legge e all'introduzione di importanti elementi innovativi in grado di rendere più efficace la norma, con particolare riferimento al sistema delle definizioni, adeguate a quelle comunitarie e internazionali, all'individuazione, all'attuazione e al monitoraggio dei limiti progressivi al consumo di suolo, al riuso e alla rigenerazione urbana, alla tutela delle aree verdi in ambito urbano. In particolare, il testo prevedeva una riduzione progressiva del consumo di suolo almeno pari al 15 per cento ogni tre anni. Ma, anche in questo caso, la fine della legislatura non consentiva di arrivare all'approvazione finale.
All'inizio di questa legislatura sono state presentate alcune proposte di legge che, in parte, riprendono e aggiornano il testo precedente mentre, nel caso dell'AC 63 "Disposizioni per il contenimento del consumo di suolo e per il riuso dei suoli edificati", si riferiscono a una proposta d'iniziativa popolare presentata dal Forum Salviamo il Paesaggio all'inizio di quest'anno, che si prefigge di arrestare da subito il consumo di suolo tutelando i suoli liberi, compresi quelli all'interno delle aree già urbanizzate, e riutilizzando il patrimonio edilizio esistente.
Manca ancora oggi, quindi, nel nostro Paese, una legge fondamentale per la tutela dell'ambiente, del territorio e del paesaggio italiano, indispensabile anche per assicurare un futuro adeguato ai cittadini di oggi e di domani, in un'ottica di sviluppo sostenibile dell'uso del suolo e di aumento della resilienza delle aree urbane di fronte a vecchie e nuove sfide, dovute sia alla nota fragilità del nostro territorio, sia alla necessità di adattamento ai cambiamenti climatici in atto.
Una valutazione degli scenari di trasformazione del territorio italiano, in termini di nuovo consumo di suolo, porta infatti a stimare, nel caso della progressiva riduzione della velocità di trasformazione prevista dal disegno di legge discusso in Senato, arrivando a un incremento dell'occupazione netta di terreno pari a zero entro il 2050, in 818 km^2 di nuovo suolo perso tra il 2017 e il 2050. Se invece dovesse essere mantenuta la velocità registrata nel corso dell'ultimo anno, velocità peraltro piuttosto bassa a causa della crisi economica, perderemmo ulteriori 1.672 km^2. Si arriverebbe invece a 7.064 km^2 e 8.073 km^2 nel caso in cui la ripresa economica portasse di nuovo la velocità del consumo di suolo a valori medi o massimi registrati negli ultimi decenni (Figura 2).

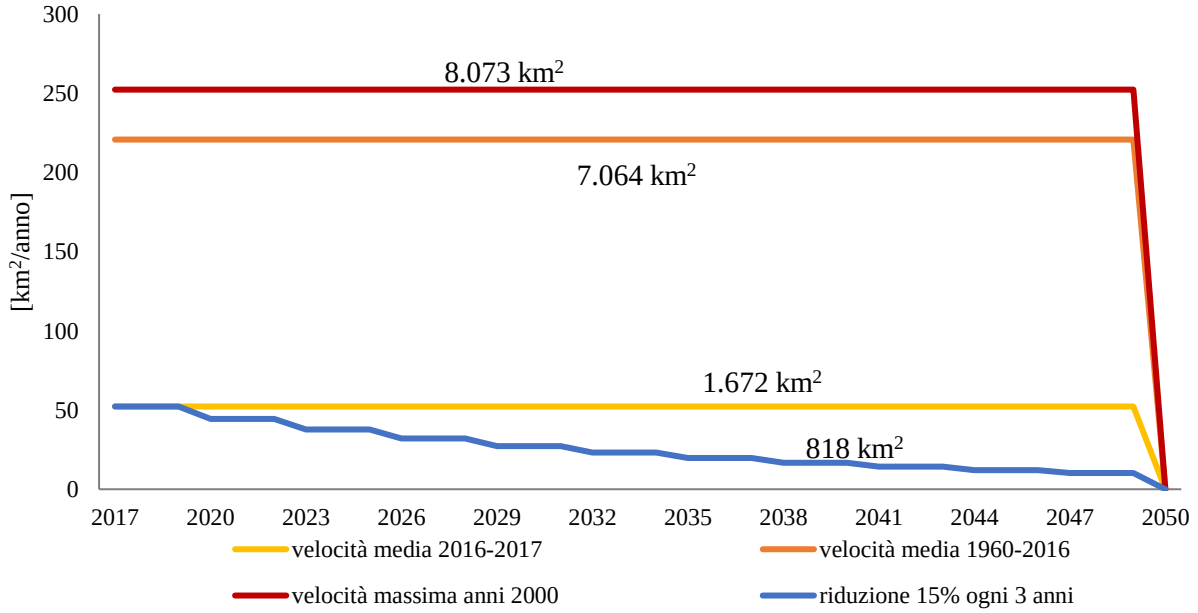


Figura 2 - Scenari di nuovo consumo di suolo in Italia tra il 2017 e il 2050 (in km^2 per anno e in km^2 complessivi). Fonte: elaborazione ISPRA.

Le conseguenze negative derivanti dalla mancanza di idonee politiche di gestione del territorio sono evidenziate anche in un recente studio (Martellozzo *et al*., 2018), che evidenzia la probabile accelerazione futura del consumo di suolo prendendo in considerazione due scenari al 2030: il primo caratterizzato dalla prevalenza di interessi economici sui criteri di conservazione, il secondo caratterizzato da una situazione in cui prevale la conservazione ambientale. La descrizione del modello e i relativi risultati sono riportati in maniera estesa nella terza parte del Rapporto.
In assenza di una norma nazionale, il quadro della normativa regionale risulta piuttosto eterogeneo, comprendendo disposizioni, normative o principi inseriti in leggi finalizzate al contenimento del consumo del suolo e alla rigenerazione urbana. Molte regioni si sono dotate di norme specifiche sul consumo di suolo, altre hanno previsto o fissato obiettivi in materia nell'ambito di leggi sul governo del territorio. In alcune regioni il principio del contenimento del consumo di suolo è inserito in norme relative alla riqualificazione o alla rigenerazione urbana, intesa spesso come alternativa al nuovo consumo di suolo. Tuttavia, praticamente dovunque, la definizione di consumo di suolo non è coerente con quella europea e nazionale o, comunque, sono presenti deroghe o eccezioni significative relative a tipologie di interventi e di trasformazioni del territorio che non vengono inclusi nel computo (e quindi nella limitazione) ma che sono in realtà causa evidente di consumo di suolo. Tra questi, si trovano frequentemente, ad esempio, interventi previsti dai piani urbanistici comunali vigenti, opere pubbliche di interesse sovracomunale, realizzazione o ampliamento di insediamenti produttivi, fabbricati rurali, infrastrutture o servizi pubblici, interventi di densificazione urbana.
Di seguito una descrizione sintetica per singola regione.

- Regione **Piemonte**: la LR 3/2013, relativa a disposizioni regionali in materia di urbanistica ed edilizia, vede la *superficie agricola* rappresentata dal territorio produttivo ai fini agricoli e silvo-pastorali, dai terreni messi a coltura e da prati, pascoli e boschi. L'obiettivo è limitare il consumo di suolo per giungere ad un consumo pari a zero. La compensazione ecologica viene indicata come una modalità per controllare il consumo di suolo, destinando a finalità di carattere ecologico, ambientale e paesaggistico, alcune porzioni di territorio, quale contropartita al nuovo suolo consumato. Il Piano Territoriale Regionale del 2011 pone una definizione più ampia del *consumo di suolo*, includendo anche la presenza sul territorio di funzioni o usi che non generano necessariamente impermeabilizzazione, quali attività estrattive, aree sportive-ricreative, cantieri, ma che inducono il territorio a perdere i suoi caratteri naturali. Il PTR tutela inoltre le aree agricole di I e II classe d'uso e prevede la definizione di soglie massime di consumo di suolo per categorie di comuni, in coerenza con le previsioni del Piano Paesaggistico. In attesa di queste soglie, non ancora definite, è stabilita una soglia massima del 3% di incremento della superficie urbanizzata esistente da non superare nel quinquennio. Il Piano Paesaggistico Regionale del 2017, pone un'attenzione invece alle aree ad elevato interesse agronomico ed enuncia per più morfologie del territorio il principio del riuso e del contenimento del consumo di suolo. . Infine la Regione svolge attività di monitoraggio dal 2008 con cadenza quinquennale; i dati acquisiti sono utilizzati per l'applicazione deli parametri definiti dal PTR.
- Regione **Valle d'Aosta**: la normativa urbanistica e di pianificazione territoriale regionale (LR 11/1998) promuove uno sviluppo sostenibile orientato a perseguire il pieno recupero del patrimonio edilizio evitando l'edificazione sparsa e favorendo una distribuzione equilibrata della popolazione sul territorio.
- Regione **Lombardia:** la LR 31/2014 introduce nel governo del territorio nuove disposizioni mirate a limitare il consumo di suolo e a favorire la rigenerazione delle aree già urbanizzate. Queste disposizioni modificano in più punti la Legge per il governo del territorio (LR 12/2005), prevedendo l'adeguamento alle nuove "Disposizioni per la riduzione del consumo di suolo e per la riqualificazione del suolo degradato" di tutti gli strumenti di pianificazione territoriale: Piano Territoriale Regionale, Piani Territoriali delle Province e della Città Metropolitana, Piani di Governo del Territorio. Sul presupposto che il suolo è risorsa non rinnovabile, l'obiettivo prioritario di riduzione del consumo di suolo e di "concretizzare sul territorio il traguardo previsto dalla Commissione europea di giungere entro il 2050 a una occupazione netta di terreno pari a zero", si realizza nell'orientare le attività di trasformazioni urbanistico-edilizie non più verso le aree libere ma operando sulle aree già urbanizzate, degradate o dismesse, da riqualificare o rigenerare. Il Piano Territoriale Regionale (il cui progetto è stato approvato con D.C.R. n. 1523 del 23 maggio 2017) deve determinare gli indici di misurazione del consumo di suolo, suddividendo il territorio in ambiti

omogenei. È stato per ora previsto un primo step di breve termine al 2020 con riduzione del 25% per il residenziale, e del 20% riferita alle funzioni produttive di beni e servizi, e si prevede che "*poi, quando i dati e le informazioni saranno più certe e rispondenti ai reali fabbisogni, si potranno prevedere soglie di riduzione più deterministiche*"[9]. In mancanza della approvazione sia del nuovo PTR che dei PTCP adeguati alla LR 31/2014, è stata posta una questione di legittimità degli atti di pianificazione comunale nel frattempo rivolti in particolare a impedire e ridurre il consumo di suolo attraverso la ri-pianificazione delle previsioni, pure in assenza delle previste soglie regionali e provinciali. La recente approvazione della LR 16 del 26/05/2017, ha riformulato il regime transitorio e nel nuovo assetto per i Comuni sono possibili varianti generali o parziali del documento di piano e piani attuativi in variante al documento di piano, assicurando un bilancio ecologico del suolo non superiore a zero riferito alle previsioni del PGT vigente alla data di entrata in vigore della legge. La LR 31/2014 nelle sue applicazioni è comunque ancora soggetta a vaglio della Corte Costituzionale, richiesto dal Consiglio di Stato con sentenza non definitiva n. 5711/2017 pubblicata il 4 dicembre 2017, in relazione alla "rilevante e non manifestamente infondata" questione di legittimità costituzionale dell'art. 5 commi 4 e 9 della legge in questione.

- Regione **Liguria:** la legge urbanistica regionale 36/1997 persegue gli obiettivi di qualificazione ambientale e funzionale del territorio basandosi sul principio del minimo consumo delle risorse territoriali e paesistico-ambientali disponibili, mentre la LR 16/2008 disciplina l'attività edilizia regolando gli interventi sul patrimonio edilizio. La legge urbanistica è stata più volte aggiornata con diversi interventi, tra cui la LR 11/2015 "modifiche alla legge regionale 4 settembre 1997, n. 36 (legge urbanistica regionale)", LR 18 novembre 2016, n. 29, prime disposizioni in materia urbanistica e di attività edilizia in attuazione della legge regionale 16 febbraio 2016, con la LR n.1 dell'8 febbraio 2017 "disposizioni in materia urbanistica e di tutela del paesaggio. modifiche alla legge regionale 4 settembre 1997, n. 36 (legge urbanistica regionale) e alla legge regionale 6 giugno 2014, n. 13 (testo unico della normativa regionale in materia di paesaggio)", ed infine con la DGR n.321 dell'11 maggio 2018 con cui sono state emanate le Linee guida contenenti criteri e modalità per la redazione del PUC e del PUC semplificato. Le norme regionali non fanno riferimento esplicito al consumo di suolo.
- Provincia di **Trento:** la LP 15/2015 favorisce la realizzazione di uno sviluppo sostenibile del territorio attraverso la limitazione del consumo di suolo, l'incentivazione delle tecniche di riqualificazione e definisce il *consumo di suolo* come il fenomeno di progressiva artificializzazione dei suoli, generato dalle dinamiche di urbanizzazione del territorio, da monitorare attraverso specifici indici.
- Provincia di **Bolzano**: La nuova "Legge provinciale territorio e paesaggio", che sostituisce la legge urbanistica provinciale 13/1997 ed entrerà in vigore dal 1/1/2020, prevede una riduzione del consumo di suolo attraverso l'individuazione da parte dei Comuni dell'area insediabile, al di fuori della quale costruire sarà consentito solo in pochi casi eccezionali definiti per legge.
- Regione **Veneto**: con la LR 14/2017 "Disposizioni per il contenimento del consumo di suolo e modifiche della legge regionale 23 aprile 2004, n. 11 Norme per il governo del territorio e in materia di paesaggio" è intervenuta per limitare il consumo di suolo. Ai fini della conservazione del suolo la legge stabilisce che sono obiettivi delle politiche territoriali ed, in particolare, degli strumenti di pianificazione quelli di ridurre progressivamente il consumo di suolo non ancora urbanizzato per usi insediativi e infrastrutturali, in coerenza con l'obiettivo europeo di azzerarlo entro il 2050. Con DGR n. 668 del 15 maggio 2018, è stata approvata la definizione, ai sensi dall'art. 4 della legge regionale n. 14/2017, della quantità massima di consumo di suolo ammesso nel territorio regionale e la sua ripartizione per ambiti comunali o sovracomunali omogenei. Sulla base dei dati forniti dall'osservatorio della pianificazione territoriale ed urbanistica di cui all'articolo 8 della legge regionale 23 aprile 2004, n. 11, la Giunta Regionale sottopone a revisione almeno quinquennale la quantità massima del consumo di suolo ammesso nel territorio regionale. In particolare viene stabilita la quantità massima di consumo di suolo ammessa nel Veneto, fino all'anno 2050, ancora potenzialmente utilizzabile pari a 21.323 ettari, rispetto alla quale si pone una riduzione pari al 40% e conseguentemente si è definito che il valore di quantità di consumo di suolo ammessa nel Veneto,

[9] In realtà dal raffronto tra fabbisogno residuo e previsioni (ossia gli Ambiti di trasformazione a destinazione prevalentemente residenziale vigenti al 2 dicembre 2014, data di entrata in vigore della LR 31/14) su superficie non urbanizzata emerge che queste ultime dovrebbero essere ridotte al 2025, a livello regionale, di una quota pari a circa il 45%.

in prima applicazione, pari a 12.793 ettari. I comuni, entro 18 mesi, dovranno approvare una variante di adeguamento dello strumento urbanistico generale (PRG o PAT).

- Regione **Friuli Venezia Giulia:** la LR 5/2007 sulla riforma dell'urbanistica e sulla disciplina dell'attività edilizia e del paesaggio prevede che i comuni pubblichino ogni anno un rapporto sullo stato del territorio con il quale dare conto della condizione del territorio nell'anno precedente anche in relazione al consumo di suolo. Nel 2015 la LR 21 ("Disposizioni in materia di varianti urbanistiche di livello comunale e contenimento del consumo di suolo") rappresenta un passo avanti nella pianificazione, promuovendo lo sviluppo sostenibile anche attraverso il recupero delle aree industriali e commerciali non utilizzate e il riuso del patrimonio edilizio esistente favorendo la valorizzazione e la tutela dell'ambiente, del paesaggio, la rigenerazione urbana e il contenimento del consumo di suolo. Gli stessi principi e obiettivi di sviluppo sostenibile (limitazione del consumo di suolo, riqualificazione delle aree e contenimento del consumo di suolo) sono riportati nella LR 3/2015 di riforma delle politiche industriali e nella LR 19/2009 "Codice regionale dell'edilizia" come modificata dalla LR 13/2014 "Misure di semplificazione dell'ordinamento regionale in materia urbanistico-edilizia e da ultimo dalla L.R. 29/2017 che ha tra gli obiettivi il recupero e la riqualificazione del patrimonio immobiliare esistente, privilegiando soluzioni mirate al contenimento del consumo di suolo e che in particolare all'art. 39 bis prevede misure per il contenimento del consumo di nuovo suolo, attraverso misure per il miglioramento della qualità energetica o igienico-funzionale degli edifici e limiti agli interventi in deroga alle distanze, alle superfici o ai volumi previsti dagli strumenti urbanistici.
- Regione **Emilia Romagna:** è dotata di diverse leggi specifiche sul consumo di suolo, a partire dalla LR 20/2000, modificata dalle LR 6/2009 e 17/2014, e da ultimo abrogata dalla LR 24/2017, in cui vengono sanciti i principi del contenimento del consumo di suolo e della tutela del territorio. In particolare, si pone l'obiettivo del consumo di suolo a saldo zero da raggiungere entro il 2050, con il limite massimo al consumo di suolo del 3% della superficie del territorio urbanizzato. Sono previste "quote differenziate", nell'ambito di unioni di Comuni o Città metropolitana o soggetti di area vasta, l'introduzione di un meccanismo di equalizzazione a livello territoriale e la promozione della limitazione della "dispersione insediativa" in favore della concentrazione e densificazione degli insediamenti già esistenti, nonché un sistema di incentivi. È previsto un periodo transitorio di 3+2 anni (fino al 2023), nel primo periodo i Comuni possono completare i processi di pianificazione in corso, dare attuazione ai piani vigenti, mentre solo allo scadere dei 3 anni decadono le previsioni di espansione rispetto al territorio urbanizzato al 1/1/2018 non inserite in piani attuativi (già convenzionati e con tempistiche definite). All'applicazione di questa soglia vi sono diverse eccezioni. Ad esempio, non rientrano nel 3% le opere pubbliche, le opere di interesse pubblico e per insediamenti strategici volti ad aumentare l'attrattività e la competitività del territorio, l'ampliamento di insediamenti produttivi (lotti di completamento), nuovi insediamenti produttivi di interesse regionale, fabbricati in territorio rurale per l'impresa agricola. Il consumo di suolo non è consentito per nuove edificazioni residenziali, ad eccezione di quelle necessarie per attivare interventi di rigenerazione di parti significative del territorio urbanizzato a prevalente destinazione residenziale e per realizzare interventi di edilizia residenziale sociale. Vengono inoltre previsti incentivi urbanistici (esenzione del contributo straordinario, riduzione del contributo di costruzione, diritti edificatori aggiuntivi parametrati al grado di miglioramento delle condizioni originarie) per interventi di qualificazione edilizia, ristrutturazione urbanistica, addensamento e sostituzione urbana. Viene ampliato il concetto di dotazione ecologica ambientale costituita dall'insieme degli spazi, delle opere e degli interventi che concorrono a contrastare il cambiamento climatico e i suoi effetti sulla società umana e sull'ambiente e a migliorare la qualità dell'ambiente urbano, riducendo gas serra, inquinamento acustico ed elettromagnetico, risanando qualità dell'aria e dell'acqua, mantenendo la permeabilità dei suoli e il riequilibrio ecologico dell'ambiente urbano, mitigando gli effetti del riscaldamento (isole di calore), etc. Tali dotazioni non sono oggetto di scomputo e non possono essere monetizzate.
- Regione **Toscana:** la LR 65/2014 come modificata dalla LR 43/2016 ha la finalità di "garantire lo sviluppo sostenibile delle attività rispetto alle trasformazioni territoriali da esse indotte anche evitando il nuovo consumo di suolo, la salvaguardia e la valorizzazione del patrimonio territoriale inteso come bene comune e l'uguaglianza di diritti all'uso e al godimento del bene stesso, nel rispetto delle esigenze legate alla migliore qualità della vita delle generazioni presenti e future". Al fine di

contrastare e ridurre al minimo strettamente necessario il consumo di suolo il principio di legge viene tradotto in una serie di dispositivi operativi concreti: - si definisce in modo puntuale il "territorio urbanizzato", differenziando le procedure per intervenire all'interno di questo da quelle per la trasformazione in aree esterne, con particolare riferimento alla salvaguardia del territorio rurale e al fine di promuovere il riuso e la riqualificazione delle aree urbane degradate o dismesse; - in aree esterne al territorio urbanizzato non sono consentite nuove edificazioni residenziali; limitati impegni di suolo per destinazioni diverse da quella residenziale sono in ogni caso assoggettati al parere obbligatorio della "conferenza di copianificazione d'area vasta", chiamata a verificare puntualmente, oltre alla conformità al PIT-PPR, che non sussistano alternative di riutilizzazione o riorganizzazione di insediamenti e infrastrutture esistenti; - nel territorio urbanizzato, per promuoverne il riuso e la riqualificazione, sono introdotte semplificazioni per le procedure urbanistiche.

- Regione **Marche:** la LR 22/2011 ha come obiettivo la riqualificazione urbana in termini di qualità e la riduzione del consumo di suolo da attuare attraverso il massimo utilizzo del patrimonio edilizio esistente. Secondo quanto previsto dalla LR 22/2011 e dalla LR 33/2014 "Assestamento del bilancio 2014" come modificata dalla LR 16/2015, fino all'entrata in vigore della legge regionale organica per il governo del territorio e comunque non oltre il 31 dicembre 2020 (termine aggiornato con la LR 8/2018) nei comuni: non possono essere adottati nuovi PRG (Piani regolatori generali) o varianti a PRG vigenti che prevedono ulteriori espansioni di aree edificabili in zona agricola nei comuni che non hanno completato per almeno il 75% l'edificazione delle aree esistenti con medesima destinazione d'uso urbanistica; possono sempre essere adottati nuovi PRG o varianti ai PRG vigenti, se finalizzati alla riduzione delle previsioni di espansione delle aree edificabili ovvero al recupero di aree urbane degradate od oggetto di bonifica ambientale. È consentita l'adozione di varianti ai PRG vigenti se necessarie all'ampliamento di attività produttive, purché le nuove aree siano contigue a quelle già edificate.
- Regione **Umbria:** nel Testo Unico governo del territorio e materie correlate (LR 1/2015 modificata con LR 13/2016) vengono sanciti i principi di contenimento del consumo di suolo, di riuso del patrimonio edilizio esistente e di rigenerazione urbana. Gli obiettivi previsti nella programmazione e pianificazione territoriale prevedono uno sviluppo urbano adeguato al contesto ambientale e storico, nonché alle effettive necessità abitative e produttive contenendo il consumo di suolo agricolo, il recupero e riqualificazione aree industriali dismesse e la riqualificazione urbana e ristrutturazione urbanistica delle aree urbane degradate. In particolare, i nuovi insediamenti individuati dal PRG al fine di garantire il rispetto del principio di uso sostenibile del territorio assicurano la contiguità con ambiti e insediamenti già previsti dagli strumenti urbanistici vigenti ed in corso di attuazione nel rispetto della rete ecologica. Ai fini di salvaguardare l'attuale configurazione dell'assetto degli insediamenti residenziali, produttivi e per servizi, nonché di favorire il contenimento dell'uso del suolo agricolo e il recupero del patrimonio edilizio esistente, nei PRG possono essere previsti incrementi di aree per insediamenti entro il limite del 10% delle previsioni in termini di superfici territoriali esistenti nello strumento urbanistico generale vigente alla data del 13 novembre 1997. È fatta salva la necessità di riduzione della percentuale di incremento delle aree di cui sopra al fine del necessario riequilibrio, sulla base dell'andamento demografico dell'ultimo decennio.
- Regione **Lazio:** La LR 7/2017, in attuazione della legge 106/2011, è finalizzata a limitare il consumo di suolo principalmente attraverso la promozione della rigenerazione urbana e della riqualificazione del tessuto edilizio esistente, razionalizzare il patrimonio edilizio esistente, migliorare la sicurezza statica, la sismicità e l'efficienza energetica degli edifici esistenti, favorire la realizzazione di nuove opere pubbliche ed il completamento di quelle previste.
- Regione **Abruzzo**: la LR 62/2015 pone come obiettivo la tutela e la valorizzazione dell'attività agricola attraverso il contenimento del consumo di suolo ed individua la soglia massima di consumo di suolo consentita per provincia per il quinquennio. Definisce inoltre *consumo di suolo* la riduzione della superficie agricola e/o naturale dovuta a interventi di impermeabilizzazione, mentre *superficie agricola* è quella superficie destinata ad attività agricola dagli strumenti urbanistici.
- Regione **Campania**: con la LR 16/2004 la pianificazione territoriale e urbanistica promuove l'uso razionale e lo sviluppo ordinato del territorio urbano ed extraurbano mediante il minimo consumo di suolo. In linea generale le altre norme di natura urbanistica, che hanno dei collegamenti con il

consumo di suolo, prevedono interventi di recupero e ristrutturazione edilizia limitando interventi di nuova edificazione. La LR 6/2016 “Prime misure per la razionalizzazione della spesa e il rilancio dell’economia campana” pone tra le priorità per le risorse del fondo regionale per l'edilizia pubblica gli interventi di ristrutturazione edilizia o urbanistica d'immobili esistenti volti al contenimento del consumo del suolo.

- Regione **Puglia**: la LR 13/2008 recita che gli strumenti di governo del territorio devono contenere le indicazioni necessarie a promuovere gli obiettivi di sostenibilità delle trasformazioni territoriali e urbane, tra cui la riduzione del consumo di nuovo territorio, evitando l’occupazione di suoli ad alto valore agricolo e/o naturalistico, privilegiando il risanamento e recupero di aree degradate. La LR 15/2017 (che modifica la LR 26/2014) definisce il consumo di suolo come la riduzione di superficie agricola per effetto di interventi che ne determinano l'impermeabilizzazione, l'urbanizzazione, l'edificazione e la cementificazione, e la superficie agricola rappresentata dai terreni qualificati tali dagli strumenti urbanistici, nonché le aree di fatto utilizzate a scopi agricoli indipendentemente dalla destinazione urbanistica e quelle, comunque libere da edificazioni e infrastrutture, suscettibili di utilizzazione agricola. Infine la LR 12/2018 (che modifica la LR 24/2015) è volta a favorire una pianificazione del territorio nel rispetto dei criteri di sostenibilità e di risparmio del consumo di suolo, preferendo le aree già urbanizzate, degradate o dismesse.
- Regione **Calabria:** la LR 19/2002 stabilisce con il nuovo articolo 27 quater, inserito dalla LR 40/2015, modificata dalla LR 28/2016, il principio del consumo di suolo zero come obiettivo principale da raggiungere; in quest’ottica i Comuni non dovranno utilizzare ulteriori quantità di superficie del territorio per l’espansione del proprio abitato, superiori a quelle già disponibili ed approvate nel previgente strumento urbanistico generale. La LR 41/2011 “Norme per l’abitare sostenibile” individua tra gli obiettivi della pianificazione “la riduzione del consumo di nuovo territorio, evitando l'occupazione di suoli ad alto valore agricolo e/o naturalistico, privilegiando il risanamento e recupero di aree degradate e la sostituzione dei tessuti esistenti ovvero la loro riorganizzazione e riqualificazione per migliorarne la qualità e la sostenibilità ambientale”.
- Regione **Sardegna**: con la LR 8/2015 la Regione intende promuovere la riqualificazione e il miglioramento della qualità architettonica e abitativa, dell’efficienza energetica del patrimonio edilizio esistente, la limitazione del consumo del suolo, la riqualificazione dei contesti paesaggistici e ambientali compromessi esistenti nel territorio regionale. La definizione di *territorio urbanizzato* è piuttosto ampia e le trasformazioni che comportano impegno di suolo non edificato a fini insediativi o infrastrutturali sono consentite esclusivamente nell’ambito di tali aree. La Regione promuove gli interventi di rigenerazione urbana, quale alternativa strategica al nuovo consumo di suolo, attraverso la riqualificazione di aree degradate, la riorganizzazione delle aree dismesse, la riorganizzazione del patrimonio edilizio esistente, il recupero e riqualificazione degli edifici di grandi dimensioni e la riqualificazione delle connessioni con il contesto urbano.
- Regione **Sicilia:** l’unica norma promulgata è la LR 16/2016 relativa a norme generali in materia urbanistica, che è stata in parte dichiarata illegittima dalla Corte Costituzionale.

ANCE, 2016. Contenimento del consumo di suolo e riqualificazione urbana: quadro normativo regionale. ANCE, Direzione Legislazione Mercato Privato, ottobre 2016, Roma

Forum Nazionale dei Movimenti per la Terra e il Paesaggio “Salviamo il Paesaggio - Difendiamo i Territori”. Proposta di legge d’iniziativa popolare. Norme per l’arresto del consumo di suolo e per il riuso dei suoli urbanizzati, a cura del Gruppo di Lavoro Tecnico-Scientifico multidisciplinare del Forum nazionale Salviamo il Paesaggio. Gennaio 2018

Martellozzo F., Amato F., Murgante B., Clarke K.C. (2018). Modelling the impact of urban growth on agriculture and natural land in Italy to 2030. Applied Geography 91 (2018) 156–167

PCM Cabina di Regia Spazio, 2016. Piano Strategico Space Economy. Quadro di posizionamento nazionale http://www.agenziacoesione.gov.it/opencms/export/sites/dps/it/documentazione/S3/Piani_strategici/all_6_Piano_Strategico_Space_Economy_master_13052016_regioni_final.pdfCitare

SOS4LIFE - Save Our Soil For Life ENV/IT/000225, 2017. Report Azione: A.1.3 Sintesi di norme, linee guida, buone pratiche, casi studio in materia di limitazione di consumo di suolo e resilienza urbana al cambiamento climatico 31/01/2017 http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=SOS4Life_Report_IT.pdf

Tacconi G., 2018. Consumo di suolo: la normativa aggiornata regione per regione. http://www.ingegneri.info/news/ambiente-e-territorio/consumo-di-suolo-la-normativa-aggiornata-regione-per-regione/ aggiornamento del 23 febbraio 2018

PARTE I – IL QUADRO NAZIONALE

2. Il consumo di suolo e la crescita urbana

L. Congedo, F. Assennato, R. Bruno, C. Ciocci, P. De Fioravante, M. Di Leginio, C. Giuliani, T. Luti, I. Marinosci, G. Milano, P. Pellegrino, S. Pranzo, M. Soraci, A. Strollo, A. Raudner, D. Trogu, M. Munafò

2.1 Livello nazionale

Il quadro conoscitivo sul consumo di suolo nel nostro Paese è disponibile grazie ai dati aggiornati al 2017 da parte del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) e, in particolare, sulla base della cartografia prodotta dalla rete dei referenti per il monitoraggio del territorio e del consumo di suolo del SNPA, formata da ISPRA e dalle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente delle Regioni e delle Province autonome[10].

Il consumo di suolo nel 2017 continua a crescere in Italia e nell'ultimo anno le nuove coperture artificiali hanno riguardato altri 54 chilometri quadrati di territorio, ovvero, in media, circa 15 ettari al giorno. Una velocità di trasformazione di poco meno di 2 metri quadrati di suolo che, nell'ultimo periodo, sono stati irreversibilmente persi ogni secondo. A questi valori, per assicurare un confronto con i dati delle precedenti edizioni del Rapporto, dovrebbero tuttavia essere aggiunti alcuni cambiamenti che quest'anno sono stati esclusi dal computo del nuovo consumo di suolo[11].

Nelle attività di acquisizione dei dati di quest'anno sono state rilevate anche alcune trasformazioni da suolo consumato a suolo non consumato (in genere ripristino di cantieri) che, con il nuovo sistema di classificazione, hanno consentito di valutare il bilancio tra nuovo consumo e aree rispristinate in modo più accurato rispetto al passato e di ridurre di conseguenza, secondo il principio del consumo di suolo netto[12], i valori assoluti dei cambiamenti, portando la stima a circa 52 km^2.

Sembrerebbe, quindi, che il rallentamento della velocità del consumo di suolo, iniziato una decina di anni fa, sia nella fase terminale e che, in particolare in alcune Regioni, si assista a una prima inversione di tendenza con una progressiva artificializzazione del territorio che continua a coprire irreversibilmente aree naturali e agricole con asfalto e cemento, edifici e fabbricati, strade e altre infrastrutture, insediamenti commerciali, produttivi e di servizio, anche attraverso l'espansione di aree urbane, spesso a bassa densità.

Tabella 1 - Stima del consumo di suolo a livello nazionale, in percentuale sulla superficie territoriale e in chilometri quadrati. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA

	2016	2017	Diff. 2016-2017
Consumo di suolo (% sul territorio nazionale)	7,63	7,65	
Consumo di suolo (% sul territorio nazionale, esclusi i corpi idrici)	7,73	7,75	
Consumo di suolo (km^2)	23.010,4	23.062,5	
Consumo di suolo netto (km^2)			52,1

[10] La cartografia completa e gli indicatori derivati sono disponibili per il download sul sito www.consumosuolo.isprambiente.it con una licenza che ne permette il pieno utilizzo (CC BY 3.0 IT). Durante l'aggiornamento dei dati al 2017, sono state parzialmente riviste anche le cartografie degli anni precedenti sulla base dei nuovi dati satellitari disponibili, aggiornando, di conseguenza, le stime relative (anch'esse disponibili per il download sullo stesso sito).

[11] Anche a seguito delle modifiche introdotte al ddl in sede di discussione parlamentare, il sistema di classificazione è stato adeguato escludendo dai nuovi cambiamenti (avvenuti tra il 2016 e il 2017) gli "interventi di consumo di suolo connessi con la conduzione dell'attività agricola, in cui siano assicurate le condizioni di naturalità del suolo", come le serre permanenti non pavimentate, ma sono stati esclusi anche le strade minori e i corpi idrici artificiali. Il lavoro di monitoraggio dei cambiamenti nelle principali classi escluse nel 2017 è stato condotto soltanto in alcune zone del territorio. La classe delle serre permanenti, ad esempio, è stata monitorata per le regioni Veneto (con circa 200 ettari di nuovo consumo non considerato quest'anno) e Sicilia (con 600 ettari non considerati), Non è possibile, pertanto, stimare l'entità complessiva ma è ragionevole ipotizzare, sulla base dei dati delle due regioni e su quelli storici, che tali superfici possano incidere per un valore compreso tra i 2.000 e i 4.000 ettari circa esclusi dal computo complessivo (si veda il paragrafo 1.3 dell'introduzione per maggiori dettagli). Inoltre, il mese di riferimento per i dati considerato per ogni anno è, dal 2016, quello di maggio con la possibilità di scelta, sulla base della disponibilità, della qualità delle immagini e del tipo di trasformazione individuata, tra i due mesi precedenti o successivi (da marzo a luglio). Anche in questo caso i dati della serie storica sono stati solo parzialmente adeguati, rivedendo di conseguenza le stime per gli anni precedenti. Per quanto detto, i dati sui cambiamenti non risultano completamente confrontabili direttamente con i cambiamenti stimati per gli anni precedenti.

[12] Quando non diversamente specificato, all'interno di questo Rapporto, i dati del nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 si riferiscono al consumo di suolo netto, ovvero la differenza tra il nuovo consumo di suolo e le aree che sono state ripristinate nello stesso periodo.

I dati della nuova cartografia SNPA mostrano come, a livello nazionale, la copertura artificiale del suolo sia passata dal 2,7% stimato per gli anni ’50 al 7,65% (7,75% al netto della superficie dei corpi idrici permanenti) del 2017, con un incremento di 4,95 punti percentuali e una crescita percentuale di più del 180% (e con un ulteriore 0,23% di incremento nel 2017). In termini assoluti, il consumo di suolo ha intaccato ormai 23.063 chilometri quadrati del nostro territorio con una crescita netta di 5.211 ettari (52 km^2) nell’ultimo anno dovuta alla differenza fra nuovo consumo (5.409 ettari, 54 km^2) e suolo ripristinato (Tabella 1).
Le aree più colpite risultano essere le pianure del Settentrione, dell’asse toscano tra Firenze e Pisa, del Lazio, della Campania e del Salento, le principali aree metropolitane, le fasce costiere, in particolare di quelle adriatica, ligure, campana e siciliana (Figura 9).

2.2 Livello regionale

Nel 2017, in 15 regioni viene superato il 5% di consumo di suolo, con il valore percentuale più elevato in Lombardia (che con il 12,99% arriva a sfiorare il 13%) e in Veneto (12,35%) e in Campania (10,36%). Seguono Emilia-Romagna, Friuli Venezia Giulia, Lazio, Puglia e Liguria, con valori compresi tra l’8 e il 10%. La Valle d’Aosta è l’unica regione rimasta sotto la soglia del 3% (Tabella 2).

Tabella 2 - Stima del consumo di suolo a livello regionale, in percentuale sulla superficie territoriale e in ettari. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Consumo di suolo (% 2016)	Consumo di suolo (ettari 2016)	Consumo di suolo (% 2017)	Consumo di suolo (ettari 2017)	Consumo di suolo (Incremento % 2016-2017)	Consumo di suolo (Incremento in ettari 2016-2017)
Piemonte	6,85	173.933	6,86	174.349	0,24	416
Valle D'Aosta	2,91	9.481	2,91	9.509	0,29	28
Lombardia	12,96	309.552	12,99	310.156	0,19	603
Trentino-Alto Adige	4,53	61.592	4,55	61.836	0,40	243
Veneto	12,29	225.395	12,35	226.530	0,50	1.134
Friuli Venezia Giulia	8,88	70.280	8,92	70.571	0,41	291
Liguria	8,30	44.961	8,30	44.983	0,05	22
Emilia-Romagna	9,85	221.190	9,87	221.645	0,21	456
Toscana	7,10	163.134	7,10	163.301	0,10	167
Umbria	5,63	47.565	5,63	47.626	0,13	62
Marche	7,18	67.404	7,20	67.561	0,23	158
Lazio	8,39	144.268	8,40	144.584	0,22	315
Abruzzo	5,07	54.768	5,08	54.886	0,22	118
Molise	4,05	17.997	4,06	18.035	0,21	38
Campania	10,34	140.644	10,36	140.924	0,20	279
Puglia	8,35	161.606	8,37	162.016	0,25	409
Basilicata	3,39	33.888	3,40	33.923	0,10	35
Calabria	5,18	78.076	5,18	78.129	0,07	53
Sicilia	7,19	184.873	7,20	185.156	0,15	283
Sardegna	3,75	90.435	3,75	90.535	0,11	100
Italia	**7,63**	**2.301.042**	**7,65**	**2.306.253**	**0,23**	**5.211**

La Lombardia detiene il primato anche in termini assoluti, superando quest’anno i 310 mila ettari del suo territorio coperto artificialmente (il 13,4% delle aree artificiali italiane è in questa regione), contro i 9.500 ettari della Valle D’Aosta.
Gli incrementi maggiori, nell’ultimo anno, sono avvenuti nelle regioni Veneto (con 1.134 ettari[13]), Lombardia (603 ettari in più), Emilia Romagna (+456) e Piemonte (+416). Liguria, Valle D’Aosta,

[13] Per quanto riguarda l’aumento del consumo nel 2017 nel Veneto rispetto a quello del 2016 va rilevato che una parte potrebbe essere imputabile alla metodologia e agli strumenti utilizzati: nel 2016 non erano disponibili immagini ad alta risoluzione per parte del territorio

Basilicata e Molise sono le regioni, invece, che quest'anno hanno avuto la minor perdita di suolo agricolo o naturale, con incrementi minori di 40 ettari (Figura 4). In termini di incremento percentuale rispetto alla superficie artificiale dell'anno precedente, i valori più elevati sono in Veneto (+0,50%), Friuli-Venezia Giulia (+0,41%) e Trentino-Alto Adige (+0,40%; Bolzano +0,65%; Trento +0,13%).

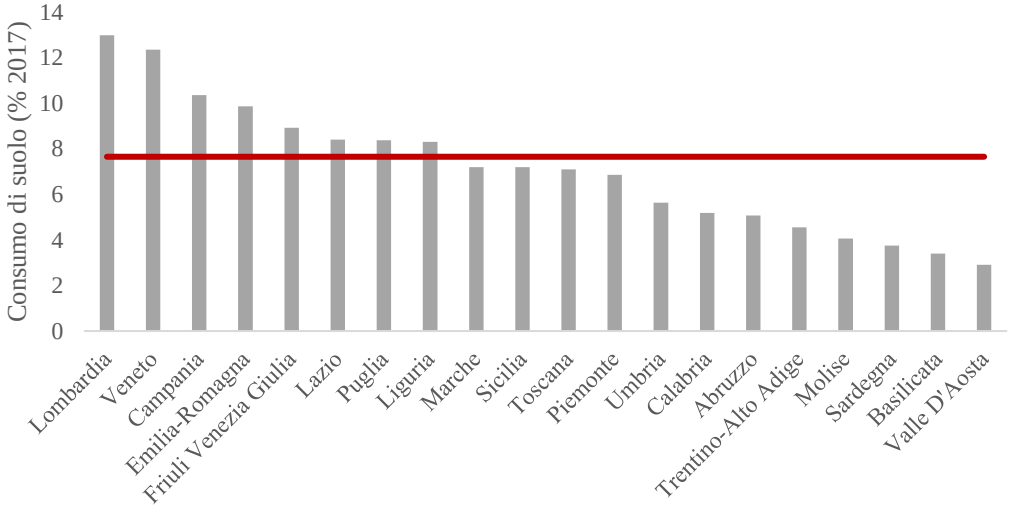


Figura 3 - Consumo di suolo a livello regionale (% 2017). In rosso la media nazionale. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

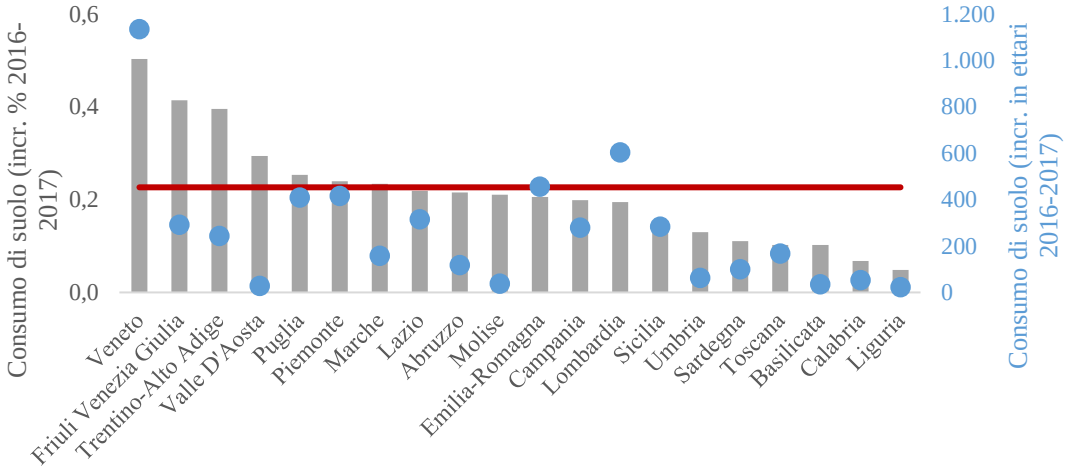


Figura 4 - Consumo di suolo a livello regionale. Incremento percentuale (in grigio) e in ettari (azzurro) tra il 2016 e il 2017. In rosso la media nazionale dell'incremento percentuale. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

La ripresa del consumo di suolo nel Nord-est e in altre regioni del Nord Italia può essere messa facilmente in relazione con la ripresa economica che si avverte in queste aree del Paese: nel 2016, a fronte di una crescita a livello nazionale dello 0,9% rispetto all'anno precedente, il Pil in volume ha registrato un incremento dell'1,3% nel Nord-est, dello 0,9% nel Nord-ovest e dello 0,8% sia al Centro che nel Mezzogiorno[14]. La crescita economica registrata nel 2016 dal Nord-est è trainata dalla Provincia Autonoma di Bolzano (+2,2%), a cui effettivamente corrisponde l'incremento percentuale maggiore del consumo di suolo in Italia tra tutte le Regioni e le Province Autonome. Al Nord-ovest la Lombardia segna un progresso del Pil dell'1,2%, e solo la Liguria registra una diminuzione (-0,4%). La Liguria è anche la regione italiana con l'incremento percentuale minore del suolo artificiale (+0,05%).

regionale per cui alcune aree di piccole dimensioni non erano state rilevate allora e lo sono state solo nel corso dell'ultimo anno. La situazione era analoga anche per altre zone del territorio ma, solitamente, circoscritta alle zone interne o montane dove il tasso di cambiamento è limitato.

[14] I dati economici derivano dai conti economici territoriali Istat, 2017 (https://www.istat.it/it/files/2017/12/Conti-regionali_2016.pdf?title=Conti+economici+territoriali+-+20%2Fdic%2F2017+-+Testo+integrale+e+nota+metodologica.pdf)

I dati sembrano confermare, quindi, la mancanza del disaccoppiamento tra la crescita economica e la trasformazione del suolo naturale, in assenza di interventi strutturali e di un quadro di indirizzo omogeneo a livello nazionale.

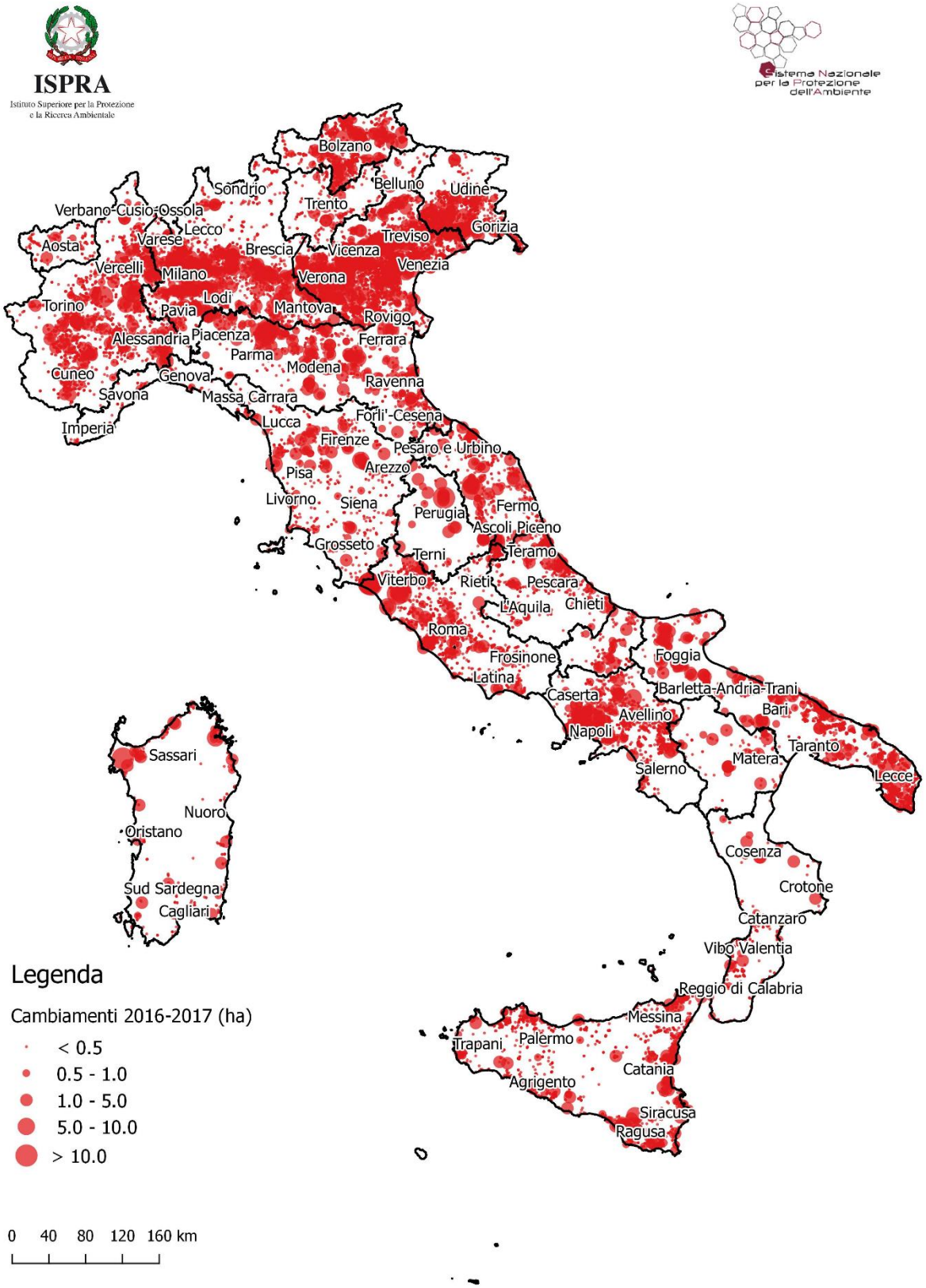


Figura 5 - Localizzazione dei principali cambiamenti dovuti al nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

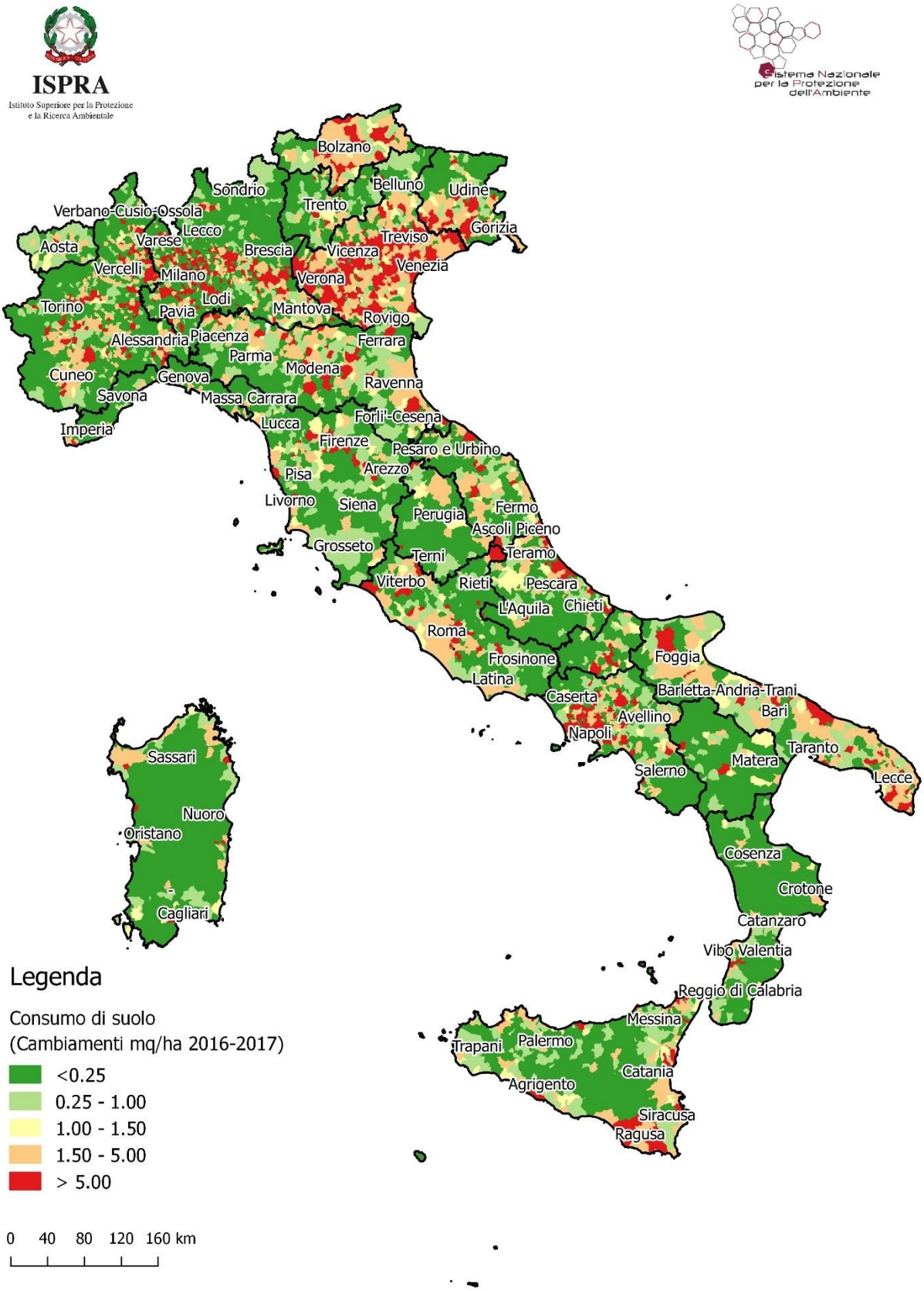


Figura 6 - Densità dei cambiamenti in metri quadrati su ettaro dovuti al nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

2.3 Livello provinciale

Monza e Brianza si conferma la provincia con la percentuale di suolo artificiale più alta, con circa il 41% di suolo consumato in rapporto alla superficie provinciale e un ulteriore incremento significativo di 35 ettari. Sopra il 20% troviamo le province di Napoli (34%), Milano (32%), Trieste (23%) e Varese (22%) e, poco al di sotto, Padova (19%) e Treviso (17%). Tra queste, la crescita percentuale maggiore è stata a Treviso (+0,49%) e Padova (+0,31%).

Le uniche province rimaste sotto la soglia del 3% sono Verbano-Cusio-Ossola (2,85%), Matera (2,87%), Nuoro (2,89%) e Aosta (2,91%). Tra queste ultime solo Aosta è cresciuta in percentuale più della media nazionale (+0,29%).

Le province dove il consumo di suolo netto è cresciuto di più nel 2017, in percentuale rispetto al valore del 2016 (Figura 8; Tabella 3), sono quelle di Viterbo (+0,91%), Verona (+0,71%), Vicenza (+0,67%), Bolzano (+0,65%), Venezia (+0,57%), Vercelli (+0,54%) e Treviso (+0,49%). Da notare che nelle quattro province venete e nella provincia di Bolzano, all'elevato incremento, corrisponde un consumo di suolo netto maggiore di 200 ettari in termini assoluti. Il record per l'ultimo anno è di Verona, che sfiora i 300 ettari di nuovo suolo artificiale, seguita da Vicenza (+239), Venezia, Treviso e Bolzano (poco sopra i 200 ettari in più). Crescite significative, comprese tra 100 e 200 ettari nell'ultimo anno, si riscontrano anche a Udine, Viterbo, Parma, Padova, Milano, Bari, Lecce, Foggia e Roma.

Le province di Isernia, Savona, Lucca, Massa Carrara, La Spezia, Caltanissetta e Cosenza sono quelle, viceversa, dove la crescita percentuale netta è stata minore.

In termini assoluti, la provincia di Roma è l'unica a oltrepassare la soglia dei 70.000 ettari arrivando, a causa di un incremento di altri 102 ettari dell'ultimo anno, a 72.481 ettari di suolo artificiale. Roma è seguita da Torino (circa 60.000 ettari) con un incremento di 94 ettari. Brescia supera, nel 2017, la soglia dei 55.000 ettari (78 in più nell'ultimo anno), mentre Milano si attesta sui 50.000 (+121 nel 2017). Verona (+300 ettari nel 2017), Treviso (+204), Padova +125) e Lecce (+105) hanno valori compresi tra i 40.000 e i 45.000 ettari. Più di un quinto (il 21,4%, quasi 5.000 km^2) del suolo artificiale in Italia nel 2017, è concentrato nel territorio amministrato dalle 14 città metropolitane. Le province campane di Napoli e Salerno rimangono poco sotto i 40.000 ettari di suolo consumato, con un aumento annuale di 84 e 56 ettari rispettivamente.

Analizzando la distribuzione territoriale del consumo di suolo (Figura 7), è evidente come, al di là delle maggiori aree metropolitane, le province del Nord Italia, con l'eccezione di Aosta, Verbano-Cusio-Ossola, Sondrio, Trento, Bolzano e Belluno, ovvero le principali province alpine, presentino percentuali di consumo di suolo generalmente sopra la media nazionale, insieme ad altre province costiere della Toscana, del Lazio, della Campania e delle Marche e, soprattutto, alle province pugliesi (con l'eccezione di Foggia) e del sud della Sicilia.

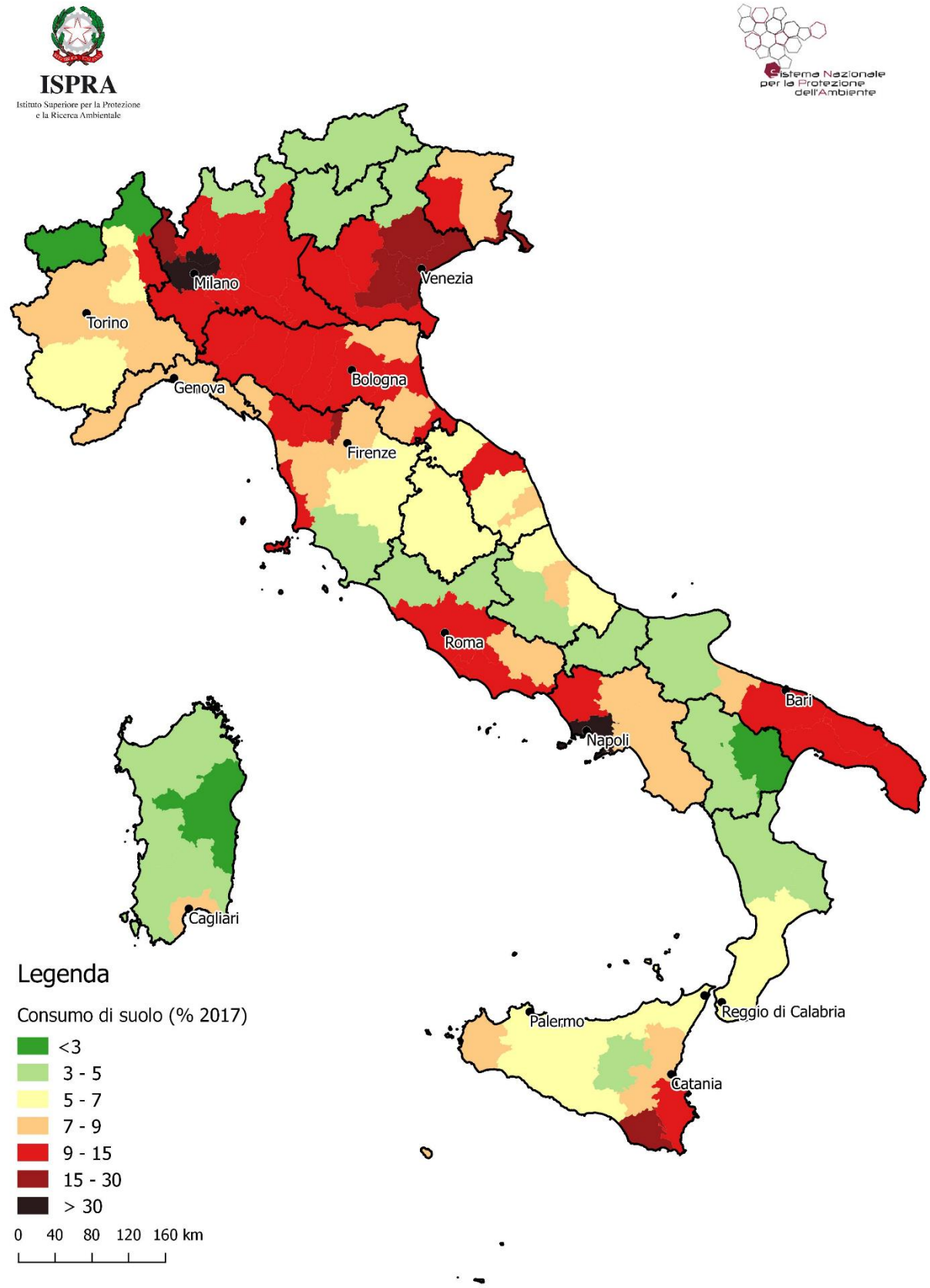


Figura 7 - Consumo di suolo a livello provinciale (% esclusi i corpi idrici - 2017). Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

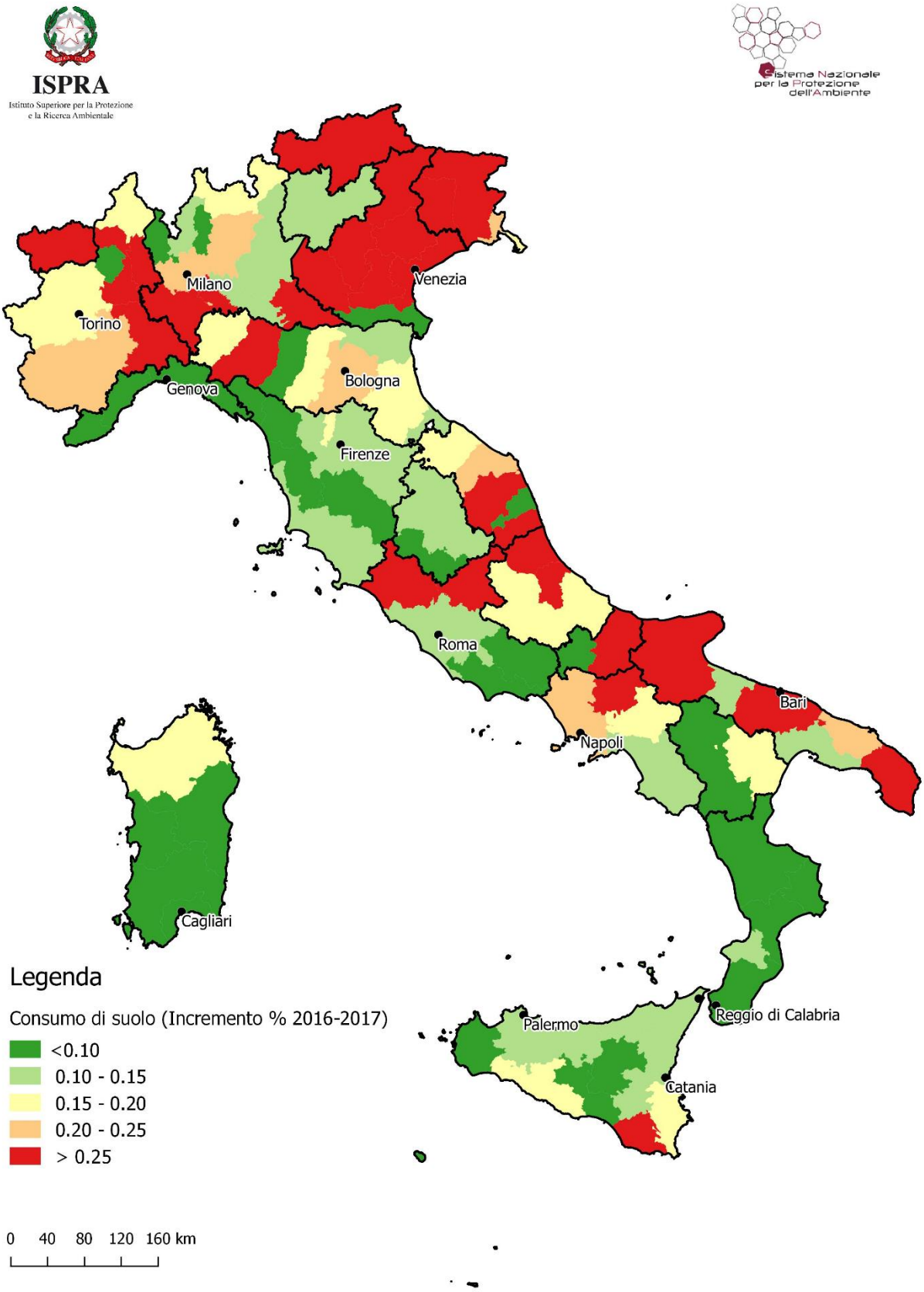


Figura 8 - Consumo di suolo a livello provinciale (incremento % 2016-2017). Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Tabella 3 - Stima del consumo di suolo a livello provinciale, in percentuale sulla superficie territoriale e in ettari. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Provincia	Consumo di suolo (% 2017)	Consumo di suolo al netto dei corpi idrici (% 2017)	Consumo di suolo (ettari 2017)	Consumo di suolo (Incremento % 2016-2017)	Consumo di suolo (Incremento in ettari 2016-2017)
Agrigento	6,36	6,37	19.354	0,16	31
Alessandria	7,35	7,38	26.186	0,38	99
Ancona	9,18	9,19	17.993	0,25	44
Aosta	2,91	2,92	9.509	0,29	28
Arezzo	6,12	6,14	19.775	0,12	24
Ascoli Piceno	6,58	6,59	8.066	0,29	24
Asti	7,56	7,58	11.431	0,25	28
Avellino	7,28	7,29	20.302	0,20	42
Bari	9,96	9,96	38.104	0,30	115
Barletta-Andria-Trani	7,35	7,51	11.248	0,11	13
Belluno	3,38	3,39	12.192	0,39	48
Benevento	7,06	7,08	14.625	0,28	41
Bergamo	12,78	12,91	35.124	0,22	79
Biella	8,12	8,18	7.424	0,07	5
Bologna	9,36	9,37	34.645	0,23	81
Bolzano	4,27	4,28	31.616	0,65	203
Brescia	11,52	12,13	55.139	0,14	78
Brindisi	10,63	10,63	19.539	0,23	44
Cagliari	8,28	8,49	10.351	0,10	11
Caltanissetta	5,51	5,52	11.744	0,05	5
Campobasso	4,38	4,39	12.740	0,29	36
Caserta	9,94	9,97	26.263	0,21	56
Catania	8,35	8,35	29.652	0,11	34
Catanzaro	6,72	6,72	16.068	0,06	10
Chieti	6,22	6,23	16.112	0,16	26
Como	13,13	14,31	16.807	0,11	18
Cosenza	4,45	4,46	29.558	0,05	15
Cremona	11,28	11,36	19.980	0,12	25
Crotone	3,75	3,76	6.441	0,09	6
Cuneo	5,43	5,44	37.476	0,21	77
Enna	3,47	3,48	8.883	0,06	6
Fermo	7,83	7,84	6.741	0,10	7
Ferrara	7,74	7,85	20.395	0,13	27
Firenze	8,36	8,39	29.386	0,15	44
Foggia	4,24	4,31	29.518	0,35	104
Forli'-Cesena	7,96	7,96	18.924	0,20	38
Frosinone	6,99	7,00	22.649	0,06	13
Genova	8,50	8,51	15.600	0,06	9
Gorizia	14,30	14,45	6.663	0,24	16
Grosseto	4,04	4,07	18.177	0,12	23
Imperia	7,81	7,81	9.028	0,05	5
Isernia	3,46	3,46	5.295	0,03	2
La Spezia	8,94	8,95	7.889	0,04	3
L'Aquila	3,37	3,37	16.945	0,17	29
Latina	10,28	10,36	23.142	0,09	20
Lecce	14,54	14,56	40.129	0,26	105
Lecco	12,70	13,93	10.352	0,06	6
Livorno	10,96	10,97	13.304	0,11	15
Lodi	13,01	13,20	10.195	0,28	28
Lucca	10,18	10,25	18.053	0,04	7
Macerata	6,13	6,14	17.013	0,29	49
Mantova	11,31	11,47	26.478	0,26	70
Massa Carrara	8,10	8,10	9.354	0,04	4
Matera	2,87	2,87	9.889	0,17	17
Messina	6,54	6,54	21.237	0,11	24
Milano	31,96	32,12	50.384	0,24	121
Modena	11,82	11,82	31.766	0,19	60
Monza e della Brianza	40,92	40,95	16.604	0,21	35
Napoli	34,06	34,18	39.986	0,21	84

Provincia	Consumo di suolo (% 2017)	Consumo di suolo al netto dei corpi idrici (% 2017)	Consumo di suolo (ettari 2017)	Consumo di suolo (Incremento % 2016-2017)	Consumo di suolo (Incremento in ettari 2016-2017)
Novara	11,24	11,51	15.071	0,30	45
Nuoro	2,89	2,89	16.305	0,07	11
Oristano	4,39	4,42	13.137	0,07	9
Padova	19,04	19,12	40.813	0,31	125
Palermo	5,86	5,88	29.277	0,14	41
Parma	9,42	9,44	32.480	0,42	135
Pavia	10,86	10,92	32.257	0,31	99
Perugia	5,77	5,89	36.529	0,15	55
Pesaro e Urbino	6,92	6,92	17.748	0,19	34
Pescara	7,16	7,16	8.779	0,27	24
Piacenza	9,26	9,31	23.973	0,20	47
Pisa	7,75	7,78	18.961	0,09	16
Pistoia	11,61	11,61	11.194	0,13	14
Pordenone	9,05	9,07	20.578	0,41	83
Potenza	3,67	3,69	24.034	0,08	18
Prato	15,15	15,16	5.541	0,20	11
Ragusa	15,39	15,40	24.854	0,33	81
Ravenna	10,46	10,58	19.441	0,16	31
Reggio di Calabria	6,04	6,04	19.213	0,08	16
Reggio nell'Emilia	12,31	12,33	28.212	0,09	24
Rieti	3,37	3,38	9.249	0,29	27
Rimini	13,67	13,68	11.809	0,11	13
Roma	13,53	13,73	72.481	0,14	102
Rovigo	9,00	9,25	16.363	0,06	10
Salerno	8,07	8,08	39.748	0,14	56
Sassari	3,92	3,93	30.143	0,19	57
Savona	8,06	8,06	12.466	0,04	5
Siena	5,12	5,13	19.558	0,05	10
Siracusa	9,67	9,73	20.417	0,20	41
Sondrio	3,24	3,26	10.357	0,16	17
Sud Sardegna	3,15	3,17	20.599	0,06	12
Taranto	9,62	9,63	23.478	0,12	29
Teramo	6,70	6,70	13.049	0,30	39
Terni	5,22	5,25	11.097	0,06	6
Torino	8,73	8,75	59.595	0,16	94
Trapani	8,01	8,02	19.737	0,10	20
Trento	4,87	4,90	30.220	0,13	40
Treviso	17,04	17,11	42.215	0,49	204
Trieste	23,10	23,10	4.895	0,20	10
Udine	7,75	7,76	38.435	0,48	182
Varese	22,08	24,14	26.478	0,10	27
Venezia	14,77	15,01	36.487	0,57	208
Verbano-Cusio-Ossola	2,85	2,97	6.452	0,17	11
Vercelli	5,14	5,16	10.715	0,54	57
Verona	13,65	14,47	42.262	0,71	300
Vibo Valentia	6,00	6,02	6.848	0,11	7
Vicenza	13,30	13,31	36.196	0,67	239
Viterbo	4,72	4,90	17.063	0,91	154

2.4 Livello comunale

A livello comunale, i maggiori valori di superficie consumata si riscontrano a Roma (31.697 ettari), con una crescita di ulteriori 36 ettari nel 2017 (lo 0,11% in più) e in molti comuni capoluoghi di provincia: Milano (10.439 ettari, 19 in più nel 2017), Torino (8.546, solo 0,2 in più), Napoli (7.423, +6,6), Venezia (7.216, +37,4), Ravenna (7.121, +16,2), Palermo, Parma, Genova, Verona, Ferrara, Taranto, Catania, Perugia, Reggio Emilia e Ragusa (tra i 5.000 e i 7.000 ettari di suolo artificiale nel 2017).

In termini percentuali si rileva che diversi comuni superano il 50%, e talvolta il 60%, di territorio consumato. Sono spesso comuni piccoli o medio piccoli che mostrano una tendenza a consumare suolo con dinamiche che si ricollegano ai processi di urbanizzazione dei rispettivi capoluoghi di provincia, con le caratteristiche tipiche di un'unica area metropolitana o piccolissimi comuni con i limiti amministrativi coincidenti, di fatto, con l'area urbanizzata. Il piccolo comune di Casavatore, in provincia di Napoli, si conferma al primo posto della graduatoria, con una percentuale di 90,32% di suolo artificiale nel 2017 (0,11 ettari in più nel 2017). Eccettuato il comune di Torino, Cattolica e Beinasco, i primi 55 comuni con la maggior percentuale di suolo consumato si trovano in Lombardia e Campania, per la maggior parte nella provincia di Napoli, Milano (in misura minore a Monza e Brianza e Caserta) con percentuali maggiori del 55% rispetto alla superfice comunale. Il comune di Noasca (Torino), 130 abitanti in parte all'interno del Parco nazionale del Gran Paradiso, risulta il comune più "naturale" d'Italia, con appena lo 0,29% del territorio artificiale.

Sissa Trecasali (Parma), con un incremento di più di 74 ettari, è il comune italiano che ha costruito di più nell'ultimo anno. La causa principale è sicuramente la realizzazione del primo lotto della nuova arteria infrastrutturale Tirreno-Brennero. Montalto di Castro (Viterbo), l'anno scorso al primo posto, risulta quest'anno ancora ai vertici della graduatoria, con un incremento di quasi 63 ettari (erano 65 nel 2016). In questo caso la responsabilità è in gran parte delle nuove installazioni fotovoltaiche che hanno coperto aree precedentemente agricole. Trissino (Vicenza) con 51 ettari chiude il podio ma in questo caso il valore elevato è dovuto per lo più a un cantiere per la realizzazione di un bacino di laminazione sul fiume Agno Guà che probabilmente, alla fine dell'opera, verrà in gran parte ripristinato. Vercelli con 44 ettari in più, Vetralla (Viterbo) con 42, Pozzolo Formigaro (Alessandria) con 41, Verona (+40), Venezia (+37), Roma (+36) e San Michele al Tagliamento (Venezia) con 34 ettari di nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017, chiudono l'elenco dei dieci comuni dove l'incremento è stato maggiore.

Tra le città con più di 100.000 abitanti, oltre a Verona, Venezia e Roma, abbiamo Sassari (26 ettari in più), Milano e Bari (entrambe con +19), Foggia (+18), Ravenna (+16) e Padova (+14).

Nel comune di Adria, invece, si assiste a un decremento del suolo artificiale pari a 43 ettari a seguito del ripristino di un cantiere per la realizzazione di un metanodotto.

In termini di incremento percentuale, la maggiore crescita delle superfici artificiali è avvenuta a Mariana Mantovana, cresciuta del 14,2%, a Trissino (Vicenza), con un incremento del 12,9% e a Voltaggio (Alessandria, +12,6%).

Analizzando il nuovo consumo di suolo avvenuto nell'ultimo anno con riferimento alla fascia demografica (Figura 10) e alla tipologia dei comuni definita dalla Strategia Nazionale Aree Interne[15] (Figura 11) si evidenzia il contributo maggiore, in termini assoluti, dei comuni minori (il 71% del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 è dovuto ai comuni con meno di 20.000 residenti) e dei comuni di cintura (il 48% del consumo di suolo nazionale), indipendentemente dalla loro dimensione demografica. La densità dei cambiamenti, ovvero il nuovo consumo di suolo rapportato alla superficie territoriale, è inferiore alla media nazionale solo nei comuni con meno di 5.000 abitanti e tende a essere maggiore, ancora, in quelli di cintura e nei poli principali.

[15] Come definita dall'Agenzia per la Coesione Territoriale nell'ambito della classificazione dei comuni italiani per la definizione delle Aree Interne del Paese (http://www.agenziacoesione.gov.it/it/arint/Cosa_sono/index.html).

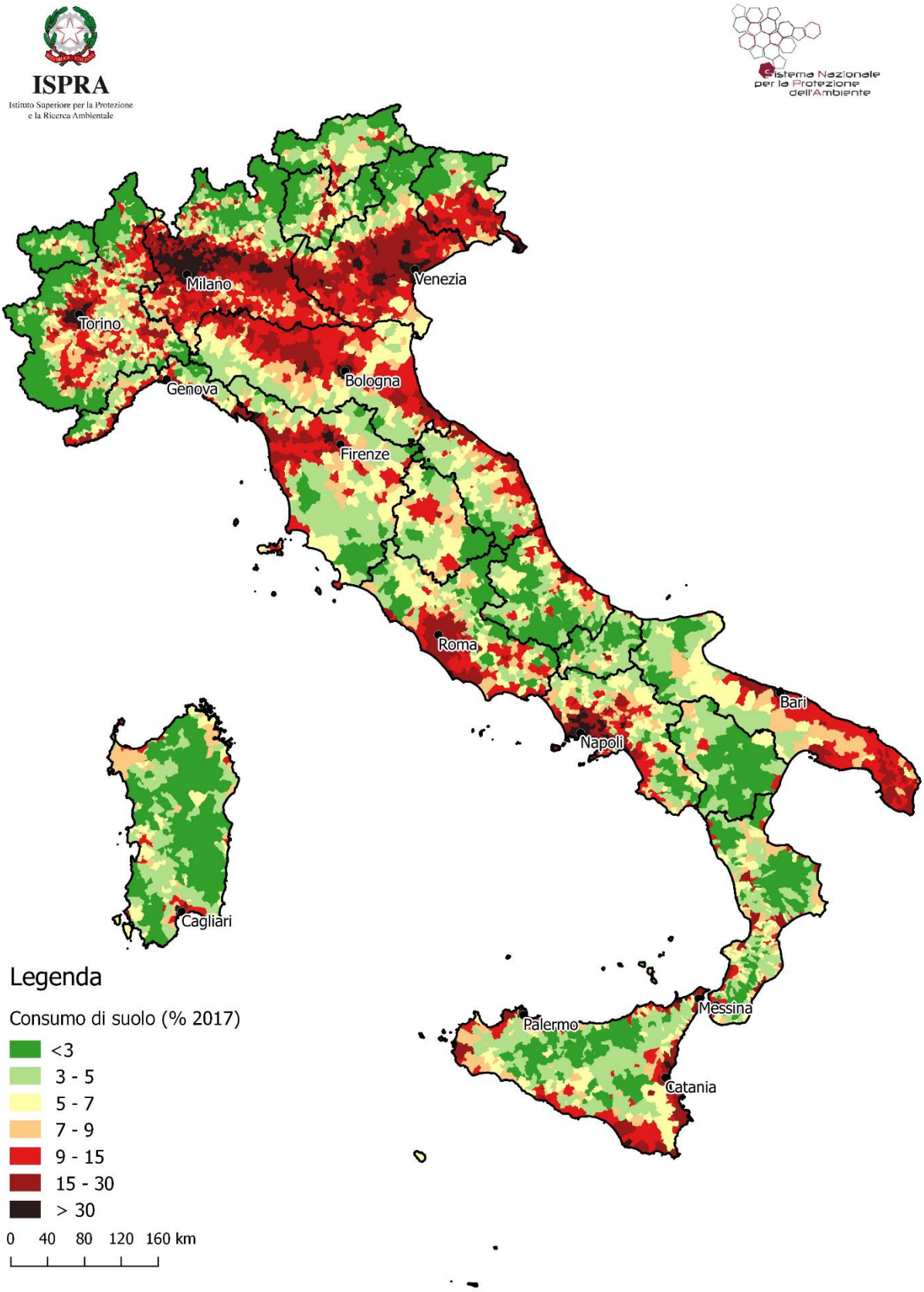


Figura 9 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017). Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

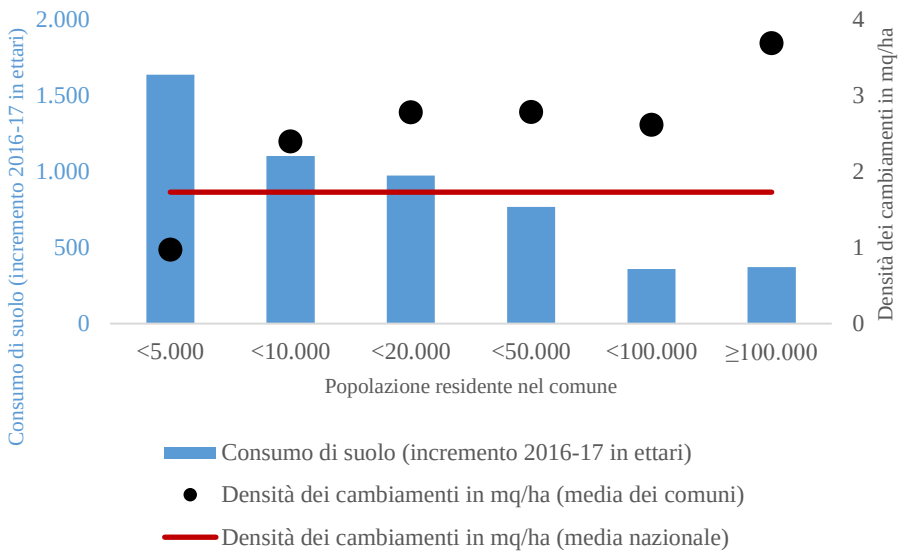


Figura 10 - L'incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 in ettari complessivi e in metri quadrati per ettaro per fascia demografica dei comuni. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Istat e cartografia SNPA.

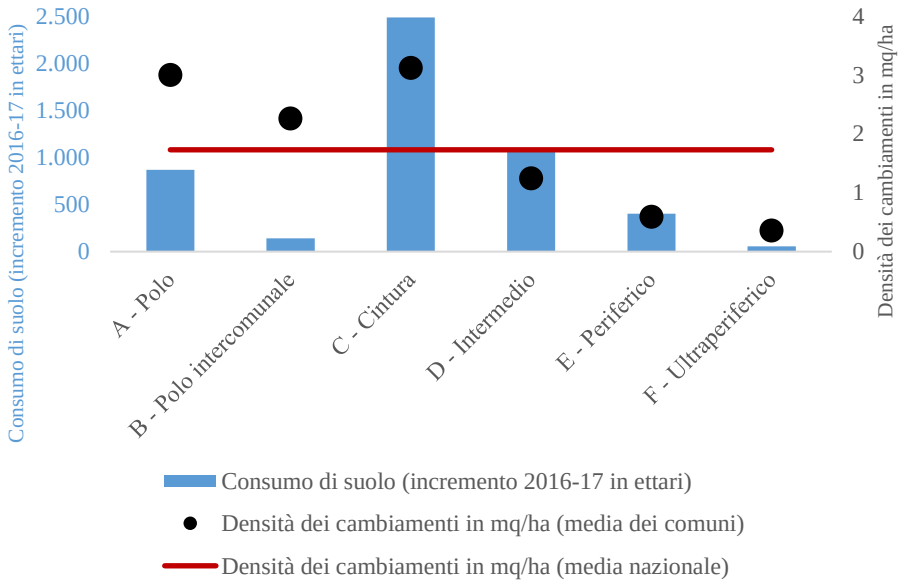


Figura 11 - L'incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 in ettari complessivi e in metri quadrati per ettaro per tipologia dei comuni. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Agenzia per la Coesione Territoriale e cartografia SNPA.

2.5 Tipologia dei cambiamenti

Nell'ambito delle attività di monitoraggio dell'ultimo anno, si è avviata, per la prima volta, una sperimentazione volta a classificare, secondo una legenda più articolata (20 voci), il nuovo consumo di suolo avvenuto tra il 2016 e il 2017. Rispetto alla legenda del 2016 che prevedeva solo 2 classi (consumato e non consumato), è stato così possibile distinguere tra consumo di suolo permanente, ovvero (edifici, fabbricati; strade asfaltate; sede ferroviaria; aeroporti - piste e aree di movimentazione impermeabili/pavimentate; porti - banchine e aree di movimentazione impermeabili/pavimentate; altre aree impermeabili/pavimentate non edificate - piazzali, parcheggi, cortili, campi sportivi; serre permanenti pavimentate; discariche) e consumo di suolo reversibile (strade sterrate; cantieri e altre aree in terra battuta - piazzali, parcheggi, cortili, campi sportivi, depositi permanenti di materiale; aree estrattive non rinaturalizzate; cave in falda; campi fotovoltaici a terra; altre coperture artificiali la cui rimozione ripristina le condizioni iniziali del suolo). Sono state classificate le superfici del nuovo consumo di suolo che, nel 2016, risultavano non consumate, quindi non si è potuto valutare il passaggio,

ad esempio, da un'area a consumo di suolo reversibile nel 2016 a un'area a consumo di suolo permanente nel 2017. Nelle prossime edizioni del rapporto è prevista tale integrazione al sistema di monitoraggio.
Considerando che, quindi, i cambiamenti sono relativi al passaggio, nell'arco di dodici mesi, da suolo agricolo o naturale a suolo artificiale, gran parte dei cambiamenti rilevati rientrano nella classe "Cantieri e altre aree in terra battuta (Piazzali, parcheggi, cortili, campi sportivi, depositi permanenti di materiale)" che, da sola, ha riguardato il 62,8%[16] del nuovo consumo di suolo, pari a 3.037 ettari. Sono aree che, in molti casi, sono destinate a trasformarsi nel giro di poco tempo in consumo di suolo permanente ma che, almeno in parte, potrebbero essere recuperate e rinaturalizzate una volta terminata la cantierizzazione.
Il 16,4% è rappresentato da superfici non consumate del 2016 dove, in un anno, sono stati realizzati edifici, mentre le nuove strade rappresentano il 4,7% dei cambiamenti, a dimostrazione del fatto che, generalmente, i tempi di realizzazione delle infrastrutture sono più lunghi di quelli per la realizzazione di fabbricati. Le altre aree impermeabili o pavimentate non edificate (piazzali, parcheggi, cortili, campi sportivi, etc.) rappresentano l'8,8% del nuovo consumo, pari a 423 ettari, mentre il 3,5% dei cambiamenti (171 ettari) è dovuto all'espansione di aree estrattive e l'1,5% (73 ettari) a nuovi campi fotovoltaici a terra.
È stata analizzata anche la distribuzione dei cambiamenti al terzo livello nelle aree protette e nelle aree a pericolosità idraulica o da frana: all'interno delle aree EUAP (Elenco Ufficiale delle Aree Protette Italiane) la maggior parte dei cambiamenti sono dovuti a cantieri e altre aree in terra battuta (il 39,5% dei cambiamenti, pari a 29 ettari in valore assoluto), a edifici (24,3% e 18 ettari) e ad altre aree impermeabili non edificate (21,2% e 16 ettari). Un dato interessante è costituito dalle aree a pericolosità idraulica alta (P3) con tempi di ritorno fra 20 e 50 anni (alluvioni frequenti): in queste zone tra il 2016 e il 2017 si sono realizzati 196 ettari di cantieri o aree in terra battuta che incidono per il 72,3% sul totale dei cambiamenti avvenuti in queste zone. Il dato è significativo anche a livello nazionale perché rappresenta da solo il 3,6% dei cambiamenti avvenuti nell'arco di tempo considerato. In queste aree 11,3% è rappresentato da edifici (quasi 31 ettari) e il 7,6% da altre aree impermeabilizzate, non edificate (21 ettari). Anche le aree a pericolosità da frana molto elevata (P4) ed elevata (P3) sono state interessate da nuovi cantieri e altre aree in terra battuta tra il 2016 e il 2017 (64,7% dei cambiamenti per 40 ettari), da nuovi edifici (10,9% e quasi 7 ettari) e da altre aree impermeabili non edificate (9,6% e 6 ettari). Lo 0,7% dei cantieri a livello nazionale ricade in aree a elevata o molto elevata pericolosità da frana.

2.6 Consumo di suolo e crescita demografica

Tra i principali driver dei processi di urbanizzazione e delle trasformazioni insediative, oltre alle dinamiche economiche e finanziarie, certamente ci sono le dinamiche demografiche, che rappresentano l'andamento di crescita/decrescita della popolazione e la trasformazione della struttura della società e delle sue esigenze.
In passato la dinamica demografica era positivamente (e stabilmente) correlata con l'urbanizzazione ed era utilizzata, perciò, per descrivere gli stadi di sviluppo dei sistemi urbani. Negli ultimi decenni, al contrario, il legame tra demografia e processi di urbanizzazione non è più univoco e le città sono cresciute anche in presenza di stabilizzazione, in alcuni casi di decrescita, della popolazione residente.
Di conseguenza analizzare in confronto gli andamenti demografici con quelli dell'urbanizzazione diventa ancora più importante per poter identificare di volta in volta quali siano i driver principali del fenomeno nei diversi contesti ed agire, in essi, con misure adeguate.
Il consumo marginale di suolo è un indicatore di efficienza, con il quale si crea una relazione tra la risorsa richiesta, il suolo che da non urbanizzato viene urbanizzato, e il richiedente, qui rappresentato dal nuovo abitante residente. È un indicatore che ben rappresenta una forma della sostenibilità (Pileri, 2017), per questo utile anche per la valutazione delle politiche sul governo del territorio.
Tecnicamente è dato dal rapporto tra il nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 e i nuovi abitanti ed è espresso in m^2 su abitanti. Qui è stato elaborato a livello comunale e con riferimento alla fascia demografica e alla tipologia dei comuni così come considerati nella Strategia Nazionale Aree Interne[17].
Valori positivi elevati di questo indicatore stanno a significare un alto e più insostenibile consumo di suolo a fronte di una crescita non significativa della popolazione, mentre valori negativi indicano un

[16] Si considerano solo i cambiamenti classificati al terzo livello, ovvero l'89,5% del totale dei cambiamenti tra il 2016 e il 2017.
[17] Come definita dall'Agenzia per la Coesione Territoriale nell'ambito della classificazione dei comuni italiani per la definizione delle Aree Interne del Paese (http://www.agenziacoesione.gov.it/it/arint/Cosa_sono/index.html).

aumento del consumo di suolo in presenza, addirittura, di decrescita della popolazione, ovvero in assenza dei meccanismi di domanda che in qualche modo giustificano solitamente la richiesta di consumare suolo.
Il valore dell'indicatore elaborato a livello comunale assume il valore massimo di 512.900 m^2/ab per il comune di Trissino in provincia di Vicenza, che ha consumato 51 ettari per 1 nuovo abitante, mentre quasi 2.500 comuni hanno valori negativi (il consumo di suolo aumenta, la popolazione diminuisce).
A livello nazionale, per un consumo di suolo di 52 km^2 e a fronte di una diminuzione di 68.301 abitanti, il consumo marginale è pari a -763 m^2/ab. Se, tuttavia, escludiamo tutti i comuni nei quali la popolazione non cresce, il valore medio nazionale diventa di 162 m^2/ab. Tra questi comuni, in media, quelli con popolazione inferiore ai 20.000 abitanti hanno registrato i valori più elevati di consumo marginale di suolo. Complessivamente, il maggior contributo al nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 viene dai comuni con popolazione compresa tra i 5.000 e i 20.000 abitanti (Figura 12).

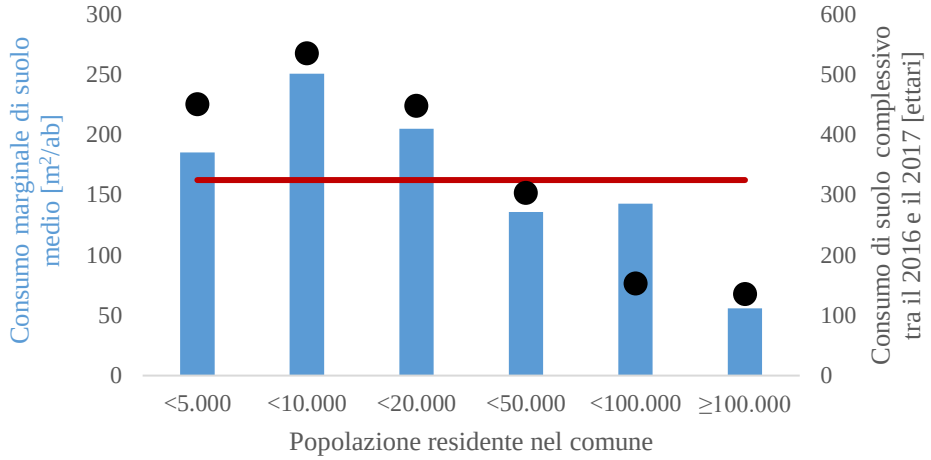


Figura 12 - Consumo marginale di suolo (barre azzurre) per i comuni con popolazione crescente tra il 2016 e il 2017. In rosso la media nazionale. In nero il nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 nel complesso dei comuni considerati. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Istat e cartografia SNPA.

Analizzando l'andamento del consumo marginale di suolo per tipologia dei comuni, sempre considerando quelli con un incremento di popolazione nell'ultimo anno, si nota che i valori più elevati sono per i comuni periferici, intermedi e di cintura, mentre i poli hanno il consumo marginale di suolo minore. Considerando il contributo complessivo delle diverse tipologie di comuni al nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017, il valore più elevato si ha nei comuni di cintura che contribuiscono per oltre 1.000 ettari, il 50% circa del consumo di suolo complessivo dei comuni con popolazione crescente (Figura 13).

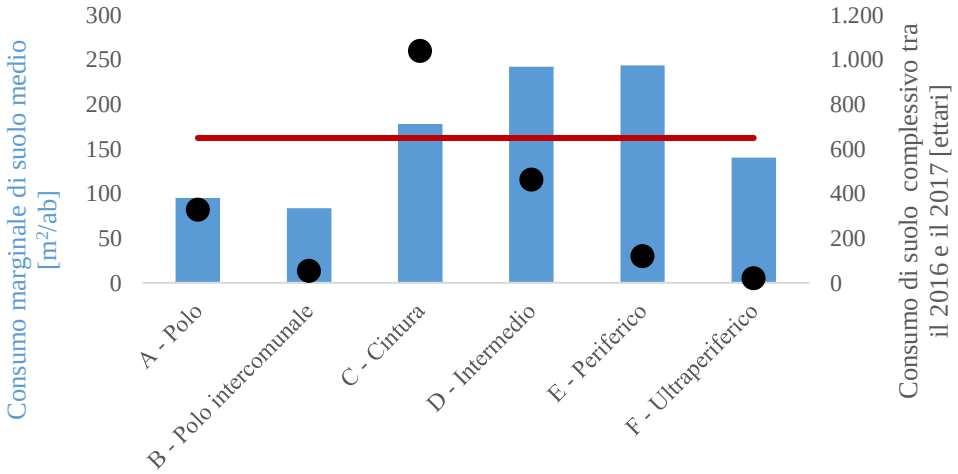


Figura 13 - Consumo marginale di suolo (barre azzurre) per i comuni con popolazione crescente tra il 2016 e il 2017. In rosso la media nazionale. In nero il nuovo consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 nel complesso dei comuni considerati. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Agenzia per la Coesione Territoriale e cartografia SNPA.

In linea con gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile e, in particolare, con il target 'assicurare che il consumo di suolo non superi la crescita demografica', è stato elaborato, per il periodo 2016-17, anche l'indicatore 11.3.1 proposto dalla Nazioni Unite: *Ratio of land consumption rate to population growth rate* (*LCRPGR*). L'indicatore mette in correlazione il tasso di variazione del consumo di suolo con il tasso di variazione della popolazione secondo la formula:

$$LCRPGR = \frac{\left(\frac{\ln\left(\frac{CdS_{t+n}}{CdS_t}\right)}{y}\right)}{\left(\frac{\ln\left(\frac{Pop_{t+n}}{Pop_t}\right)}{y}\right)}$$

Dove: CdS_t è il consumo di suolo in km^2 per l'anno iniziale; CdS_{t+n} è il consumo di suolo in km^2 per l'anno corrente; Pop_t è la popolazione per l'anno iniziale; Pop_{t+n} è la popolazione per l'anno corrente; y è il numero di anni tra l'anno iniziale e l'anno corrente.

Per valori positivi dell'indicatore popolazione e consumo di suolo aumentano o diminuiscono entrambi; per valori negativi uno dei due aumenta e l'altro diminuisce**.** Se l'indicatore è tra 0 e |1| il tasso di variazione del consumo di suolo è minore del tasso di variazione della popolazione, se è 0 non varia il consumo; se invece l'indicatore è maggiore di |1| il tasso di variazione del consumo di suolo è maggiore del tasso di variazione della popolazione, se è infinito la popolazione non varia ma il consumato sì.

Tra il 2016 e il 2017, a livello nazionale, l'indicatore assume un valore pari a -1.8, associato a una riduzione della popolazione di 76.106 abitanti e a un aumento del suolo consumato di 52 km^2. A livello regionale assume invece un valore massimo, positivo, pari a 13,17 in Emilia Romagna, dove si registra un incremento della popolazione di 695 abitanti e un incremento del suolo consumato di 4,55 km^2, e pertanto sta a rappresentare una situazione in cui il tasso di variazione del consumo di suolo è decisamente maggiore del tasso di variazione della popolazione. Il valore minimo invece pari a -3.25 è presente in Veneto con una diminuzione della popolazione residente di 7.595 abitanti e un incremento del suolo consumato di 11,34 km^2.

Pileri P., 2017. Persistente e inefficiente: così è il consumo di suolo nel Paese. ISPRA (2017), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2017.

2.7 Forme di urbanizzazione e dinamiche di trasformazione del paesaggio

La relazione tra consumo di suolo e densità delle coperture artificiali è utile per analizzare le modalità di urbanizzazione avvenute sul territorio, in particolare considerando il contesto in cui sono avvenuti i cambiamenti.

A tal fine sono stati analizzati i cambiamenti avvenuti tra 2012 e il 2017, considerando la carta del consumo di suolo riferita all'anno 2012. In particolare, la carta è stata elaborata tramite un processo spaziale di calcolo della densità media all'interno di un'area circolare con raggio di 300 metri.

Nell'ambito dell'Agenda Globale per lo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite e nei relativi Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (obiettivo 11) sono state definite alcune soglie di densità da considerare per le aree urbane (>50%), suburbane (10-50%) e rurali (<10%). Queste soglie sono state quindi utilizzate per suddividere il territorio nazionale nelle seguenti classi di densità:

1. contesto prevalentemente artificiale: entro una distanza di 300 metri c'è una percentuale di consumo di suolo maggiore del 50% (artificiale compatto);
2. contesto a media o bassa densità di consumo di suolo: entro una distanza di 300 m c'è una percentuale di consumo di suolo compresa tra il 10 e il 50% (artificiale a media/bassa densità);
3. contesto prevalentemente agricolo o naturale o costruito a bassissima densità: entro una distanza di 300 m c'è una percentuale di consumo di suolo minore del 10% (artificiale assente o rado).

La mappa delle densità è stata confrontata con il dato dei cambiamenti di consumo di suolo avvenuti tra il 2012 e il 2017 e la carta nazionale di copertura del suolo, permettendo di stimare la percentuale di variazione di consumo di suolo per classi di copertura (agricola o naturale) e contesto prevalente (artificiale compatto, artificiale a media/bassa densità, artificiale assente o rado; Tabella 4).

Tabella 4 - Consumo di suolo - variazioni 2012-2017 a livello nazionale per classi di uso e contesto prevalente. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia *Copernicus* e SNPA.

Regione	Cambiamenti in contesto prevalentemente artificiale (%)	Cambiamenti in contesto a media o bassa densità di suolo consumato (%)	Cambiamenti in contesto prevalentemente agricolo o naturale (%)
Abruzzo	4,3	44,0	51,7
Basilicata	1,1	25,0	73,9
Calabria	4,6	46,7	48,8
Campania	11,2	51,4	37,4
Emilia-Romagna	15,9	63,0	21,1
Friuli Venezia Giulia	10,8	54,9	34,3
Lazio	12,1	75,4	12,5
Liguria	9,8	70,6	19,6
Lombardia	4,9	51,3	43,8
Marche	2,6	27,2	70,3
Molise	12,2	59,7	28,1
Piemonte	9,0	50,4	40,6
Puglia	2,3	30,2	67,5
Sardegna	6,9	48,6	44,5
Sicilia	10,5	56,9	32,7
Toscana	5,5	58,1	36,4
Trentino-Alto Adige	14,2	66,9	18,9
Umbria	6,1	56,9	37,0
Valle D'Aosta	7,3	64,2	28,5
Veneto	13,7	68,0	18,3
Italia	9,7	56,6	33,7

Al livello nazionale, circa il 57% di cambiamenti sono avvenuti in un contesto a media o bassa densità di consumo di suolo, e in questo contesto varie Regioni hanno una percentuale di cambiamenti prossima o superiore al 70% (tra cui Lazio e Liguria).
Il 34% del consumo di suolo nazionale avviene in contesto con artificiale assente o rado. I cambiamenti in contesti con artificiale compatto sono il 10% in Italia, con i valori maggiori per Emilia-Romagna (circa 16%), Trentino-Alto Adige (14,2%) e Veneto (13,7%).
Da questa analisi emerge quindi come la densità del contesto urbano sia un fattore di rischio per il fenomeno del consumo di suolo; in particolare, le aree a bassa densità sono maggiormente a rischio per varie cause tra cui la predisposizione alla trasformazione delle aree libere rimaste incluse nelle aree urbanizzate o intercluse tra gli assi infrastrutturali o comunque in territori che hanno già perso il carattere di diffusa naturalità.
Le caratteristiche morfologiche delle aree urbane possono essere valutate anche considerando la densità delle aree urbane. In particolare, l'Indice di Dispersione (ID), ovvero il rapporto tra la superficie urbanizzata discontinua (aree a media/bassa densità) e la superficie urbanizzata totale (aree ad alta e media/bassa densità), è utile per comprendere la relazione tra aree ad alta e bassa densità. Valori elevati di questo indice caratterizzano le aree urbane con prevalenza di tessuti urbani a bassa densità, mentre valori più bassi denotano superfici urbanizzate più raccolte e compatte (Tabella 5).
In generale, si deve sottolineare come la quantificazione delle forme di trasformazione del paesaggio non è un compito facile, considerando la sua complessità e il gran numero di funzioni che esso svolge, soprattutto dal punto di vista ecosistemico. Nella letteratura proveniente dalla *Landscape Ecology* sono proposte una serie di metriche (*Landscape Metrics*), per quantificare in termini numerici due aspetti fondamentali del paesaggio: la struttura e la funzione. La struttura è intesa come l'articolazione spaziale del paesaggio: è la descrizione delle relazioni spaziali tra i diversi ecosistemi; nello specifico si tratta di descrivere la distribuzione dell'energia, dei materiali e delle specie, in relazione al numero, al tipo e alla configurazione degli ecosistemi. La funzione riguarda la sua capacità di fornire determinati "servizi" quali protezione e produzione. Nel primo caso, ci si riferisce alle funzioni naturali quali la capacità di infiltrazione della pioggia del suolo, la produzione di ossigeno e la rimozione di anidride carbonica, la

depurazione delle acque per mezzo del filtraggio del terreno, l'apporto di nutrienti e, infine, il mantenimento della biodiversità, mentre il secondo caso riguarda il supporto data dal paesaggio ai bisogni primari dell'uomo quali il cibo, domanda di trasporto, etc.

Tabella 5 - Indice di dispersione (ID) (2017). Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Indice di dispersione [%]	Regione	Indice di dispersione [%]
Piemonte	85,7	**Marche**	88,2
Valle D'Aosta	94,5	**Lazio**	86,0
Lombardia	78,3	**Abruzzo**	89,9
Trentino-Alto Adige	92,8	**Molise**	94,7
Veneto	85,3	**Campania**	81,9
Friuli Venezia Giulia	86,4	**Puglia**	83,4
Liguria	85,7	**Basilicata**	93,3
Emilia-Romagna	85,7	**Calabria**	89,5
Toscana	86,6	**Sicilia**	83,5
Umbria	90,9	**Sardegna**	87,1
		Italia	**85,0**

Funzione e struttura sono strettamente collegati tra loro; infatti la forma e la distanza tra diversi elementi del paesaggio e la loro distribuzione spaziale influiscono sui flussi di materia ed energia e sulla possibilità delle specie di migrare da un elemento all'altro, oppure di restare isolate.
Il cambiamento del territorio risultante dall'effetto combinato di diverse cause e dalla crescita dei cosiddetti ecosistemi umani può alterare la struttura e il cambiamento del paesaggio, portando alla perdita di habitat, di funzionalità ecologica e alla perdita di biodiversità. Quantificare e capire le dinamiche che il cambiamento induce sul paesaggio, è necessario per la comprensione e la previsione delle sue possibili conseguenze. I *Landscape Metrics* se adeguatamente scelti e interpretati forniscono informazioni utili alla comprensione della composizione e della configurazione di un paesaggio; per esempio la proporzione di una determinata copertura del suolo, o la grandezza e la forma degli elementi del paesaggio.
Quando si parla di composizione del paesaggio, ci si riferisce alla varietà e all'abbondanza dei diversi elementi che ne fanno parte, senza però considerare la loro distribuzione spaziale; anche se le metriche di composizione non siano esplicitamente spaziali, hanno ugualmente delle importanti conseguenze in termini di effetti spaziali. La configurazione del paesaggio invece riguarda le caratteristiche spaziali degli elementi, come la loro distribuzione, posizione, orientamento e forma. Poiché configurazione e composizione influiscono sia congiuntamente sia singolarmente sui processi del paesaggio, è necessario capire quali siano le metriche che meglio descrivono un paesaggio dei fenomeni che avvengono al suo interno.
È necessario tenere in considerazione, soprattutto quando si devono confrontare paesaggi diversi, che il valore delle metriche può essere influenzato da fattori come la qualità del dato, quest'ultima intesa sia come risoluzione spaziale, sia come estensione territoriale e sia come individuazione delle tipologie di copertura del suolo.
Un'analisi approfondita su questi fenomeni, per le ragioni elencate sopra, avrebbe bisogno di un dato in ingresso dettagliato sulle varie tipologie di suolo. In questa sede l'attenzione si è concentrata solo sulla distinzione tra suolo consumato e suolo non consumato. L'analisi con l'utilizzo delle metriche di paesaggio è stata eseguita con lo scopo di definire almeno le caratteristiche di queste due tipologie di suolo, soprattutto allo scopo di comprendere le loro proporzioni, la loro configurazione spaziale reciproca e se questa produce un paesaggio frammentato (si veda anche il capitolo 5).
In tal senso, al fine di valutare le modalità di trasformazione delle aree artificiali sono stati considerati vari indicatori del paesaggio, tra cui l'*Edge Density* (ED), che descrive la frammentazione del paesaggio attraverso la densità dei margini del costruito (rapporto tra la somma totale dei perimetri dei poligoni delle aree costruite e la loro superficie)[18] e due indicatori di diffusione: il *Largest Class Patch Index* (LCPI), ovvero l'ampiezza percentuale del poligono di area costruita di dimensioni maggiori; il

[18] Anche se spesso legata a fenomeni di sprawl, non sempre l'analisi dei margini urbani è efficace e andrebbe accompagnata sempre da una valutazione integrata con altri indicatori (ad esempio di densità abitativa).

Remaining Mean Patch Size (RMPS), ovvero l'ampiezza media dei poligoni residui, escluso quello maggiore, valutando così la diffusione delle città attorno al nucleo centrale[19].
I dati relativi alla densità dei margini (ED) mostrano per le aree urbane italiane un'ampia variabilità di valori, indicando quindi che la dispersione del territorio risente, oltre alla presenza di aree urbane frammentate, anche della presenza di vincoli naturali altimetrici e di pendenza. La maggior parte delle aree urbane ha valori bassi, e in generale si registra una diminuzione di questi valori, probabilmente per effetto di una progressiva saturazione degli spazi interstiziali urbani, mentre la dispersione insediativa è in aumento nelle aree periurbane e rurali.

2.8 Il consumo di suolo in Europa

Il consumo di suolo non è monitorato in maniera omogenea tra tutti i Paesi europei e soprattutto non con la frequenza di aggiornamento annuale di questo rapporto. Tuttavia, ci sono varie iniziative ed indagini europee volte al monitoraggio del territorio con metodologie standard che possono fornire utili informazioni e un quadro omogeneo sulle differenti coperture del suolo e le dinamiche di trasformazione per un confronto tra i Paesi.
L'Unione Europea, con l'Ufficio Statistico Eurostat ha dato luogo alle rilevazioni LUCAS (*Land Use and Cover Area frame Survey*) che sono in grado, seppure con alcuni limiti di significatività statistica, di comparare le caratteristiche generali di copertura del suolo nei diversi Paesi europei.
La mappa in Figura 14 mostra una panoramica nazionale per il 2015 della copertura artificiale nazionale in Europa. In Italia la stima della superficie artificiale si attesta al 6,9%, dato leggermente inferiore rispetto al dato SNPA acquisito su dati cartografici e non campionari. L'Italia, superando la media in Europa stimata al 4,2%, si colloca al sesto posto dopo la Germania (7,4%) e altri paesi con limitata estensione territoriale come Lussemburgo (9,8%), Belgio (11,4%), Paesi Bassi (12,1%) e Malta (23,7%) (Figura 15; Eurostat, 2017).
L'indagine dell'Agenzia Europea dell'Ambiente sui 39 Paesi[20], riportata in Figura 16, indica che, nel periodo 2009-2012, in Italia l'incremento medio annuo dell'impermeabilizzazione del suolo in relazione alla superficie territoriale è pari al 0,049%, un dato significativo considerando che il nostro Paese si colloca al terzo posto con un valore maggiore rispetto a paesi come Spagna (0,031%), Portogallo (0,020%), Germania (0,011%) e Francia (0,006%; EEA, 2017).

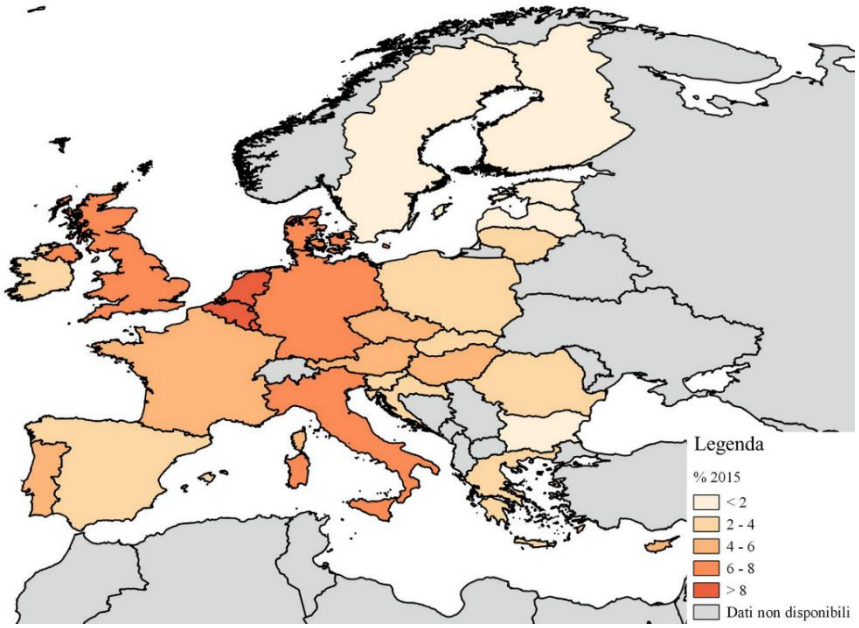


Figura 14 - Consumo di suolo nei Paesi Europei (% 2015). Fonte: Eurostat, 2017.

[19] I dati completi sono disponibili per il download sul sito www.consumosuolo.isprambiente.it
[20] L'Agenzia Europea dell'Ambiente in questa indagine ha escluso Malta in quanto il dato è risultato non attendibile per un problema di spostamento geometrico nei dati di input.

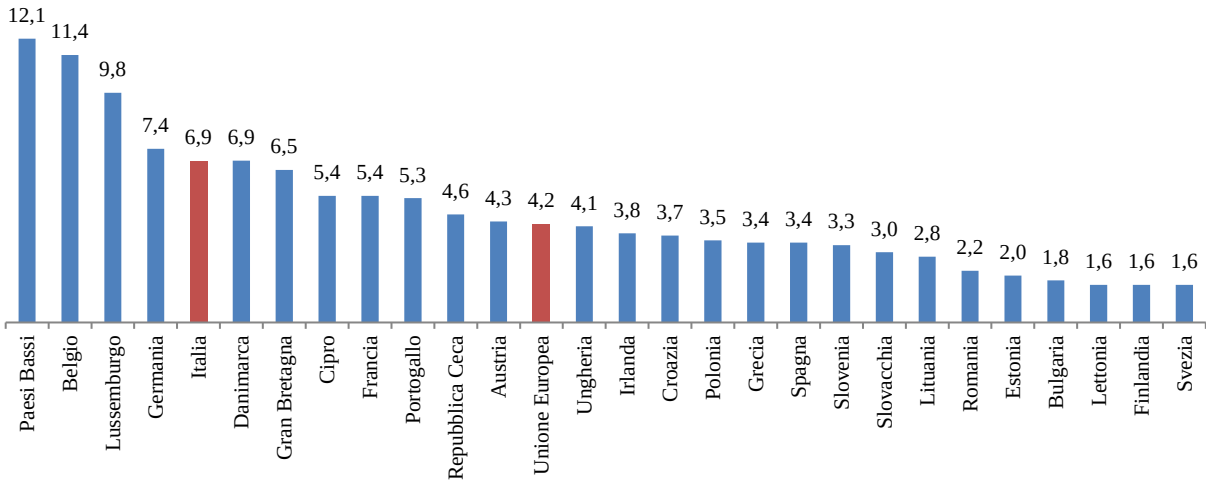


Figura 15 - Consumo di suolo nei principali Paesi europei (% 2015). Fonte: Eurostat, 2017.

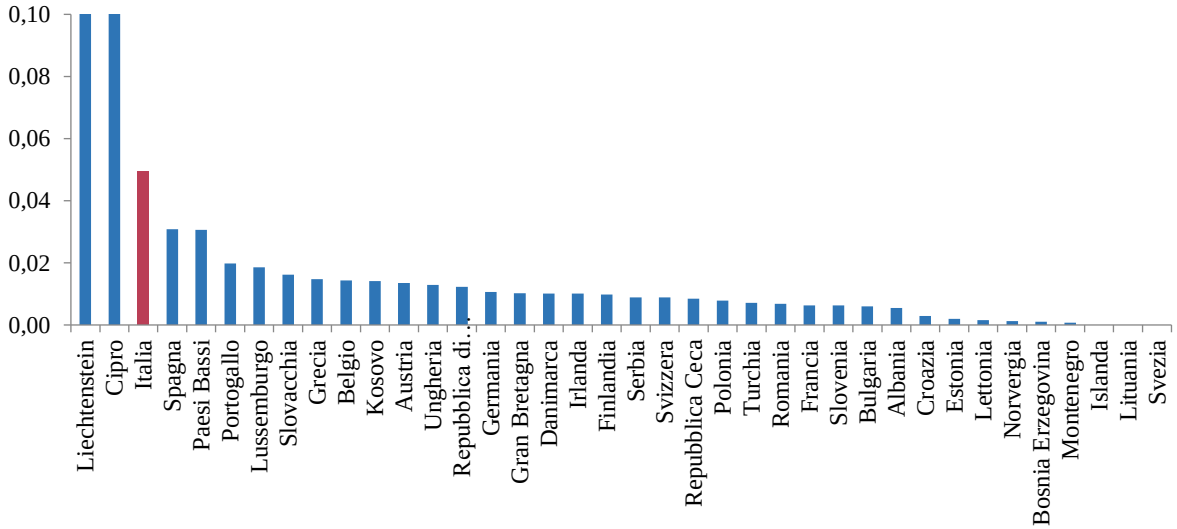


Figura 16 - Incremento medio annuo dell'impermeabilizzazione del suolo (% 2009-2012) in relazione alla superficie territoriale di ogni Paese. Fonte: EEA, 2017.

L'analisi delle altre classi di copertura del suolo a livello europeo può essere condotta anche con riferimento ai dati *Copernicus* ad alta risoluzione (20 metri) relativi al 2012 prodotti per i Paesi europei (compresi alcuni Paesi non appartenenti all'Unione Europea), a cui l'Italia contribuisce anche attraverso le rilevazioni di questo Rapporto. Le classi considerate sono Costruito, Latifoglie, Conifere, Prati naturali e seminaturali, Zone umide, Corpi idrici, Agricolo e altro.

In Figura 17 sono riportate le percentuali delle classi per i vari Paesi. In questo confronto l'Italia risulta avere circa il 5% di superficie costruita, e ciò mette in evidenza quanto la risoluzione dei dati *Copernicus*, inferiore a quella utilizzata in questo Rapporto per le stime nel nostro Paese, influenzi la stima del consumo di suolo, portando a una sottostima dei dati, in particolare nelle realtà con maggiore dispersione insediativa ed elevata frammentazione del paesaggio (come i paesi mediterranei).

Ciò nonostante, in tutta la superficie europea analizzata, la percentuale di costruito è decisamente inferiore a quella italiana, attestandosi a 2,8%. Tra i vari Paesi spicca Malta con oltre il 18% di superficie costruita, mentre Svezia, Norvegia e Islanda hanno meno dell'1% della loro superficie artificiale.

Le aree boscate e a copertura arborea coprono circa il 34% dei Paesi europei analizzati, con picchi oltre il 60% della superficie nazionale in Finlandia (circa 10% latifoglie, 58% conifere) e Slovenia (circa 44% latifoglie, 20% conifere), e valori minimi inferiori al 10% a Malta, in Islanda e Irlanda. L'Italia ha circa il 41% di superficie coperta da alberi (circa 35% latifoglie, 6% conifere).

Per quanto riguarda la classe Prati naturali e seminaturali, l'Italia ha circa il 5% di superficie (tra gli altri Paesi spicca la Svizzera con circa l'11%). Le Aree umide in Italia occupano invece circa lo 0,2% e i

corpi idrici circa l'1%, Le altre aree non classificate dai dati *Copernicus* ad alta risoluzione, che in Italia corrispondono circa al 49% della superficie, sono principalmente aree agricole, superfici di suolo nudo, roccioso ed altri tipi di copertura del suolo.
La valutazione degli effetti della dispersione urbana deve comprendere anche gli effetti indiretti dell'impermeabilizzazione del suolo tramite indici che misurino il disturbo ecologico a servizi ecosistemici che sono alterati dalla prossimità ad aree costruite.
In tale contesto, per i vari Paesi europei è stata stimata la superficie effettivamente disturbata dalla presenza di coperture impermeabili, considerando una distanza di 100 metri, utilizzando il dato *Copernicus Degree of Imperviousness* (risoluzione 20m). I dati non sono confrontabili con quelli utilizzati a livello nazionale a causa della diversa risoluzione. Tale distanza, limitata alla dimensione orizzontale della superficie terrestre, è stata scelta per generalizzare la questione degli impatti senza assegnare pesi specifici ai comparti ambientali coinvolti. Operativamente la misurazione è ottenuta calcolando un buffer di 100 metri sulle aree costruite. L'Italia si posiziona tra le nazioni con la maggior percentuale di superficie disturbata, subito dietro a Danimarca e Germania. Considerando la differente orografia di questi Paesi, la percentuale di superficie italiana assume un significato ancor più negativo, considerando che solo le aree montane (in cui per ovvi motivi le aree urbane sono di minore entità) subiscono in misura inferiore tale disturbo ecologico.
L'indice di dispersione, definito come il rapporto tra aree a bassa densità e aree urbanizzate (somma delle aree a bassa densità e aree ad alta densità), può essere impiegato per un primo confronto tra le diverse aree urbane a livello europeo. Nella figura seguente sono riportati i valori dell'indice di dispersione per alcune capitali europee, inclusa Roma. La metodologia di analisi e di elaborazione dei dati *Copernicus Urban Atlas* è omogenea e permette di effettuare i confronti fra le diverse città, ma cambia la definizione delle classi di urbanizzato denso e diffuso rispetto a quella utilizzata per i dati nazionali in questo rapporto. Pertanto i valori di Roma nel grafico seguente sono diversi da quelli elaborati sulla carta nazionale, ma sono confrontabili con quelli delle altre aree urbane europee. Nel merito dei dati, sebbene in ambito nazionale l'indice di dispersione della città di Roma non risulti particolarmente elevato, e rientri tra i valori medi dei principali comuni italiani, in un contesto europeo tale valore diventa tra i più alti fra le città considerate, evidenziando la maggiore tendenza alla dispersione e alla diffusione insediativa della nostra Capitale rispetto alle altre città.

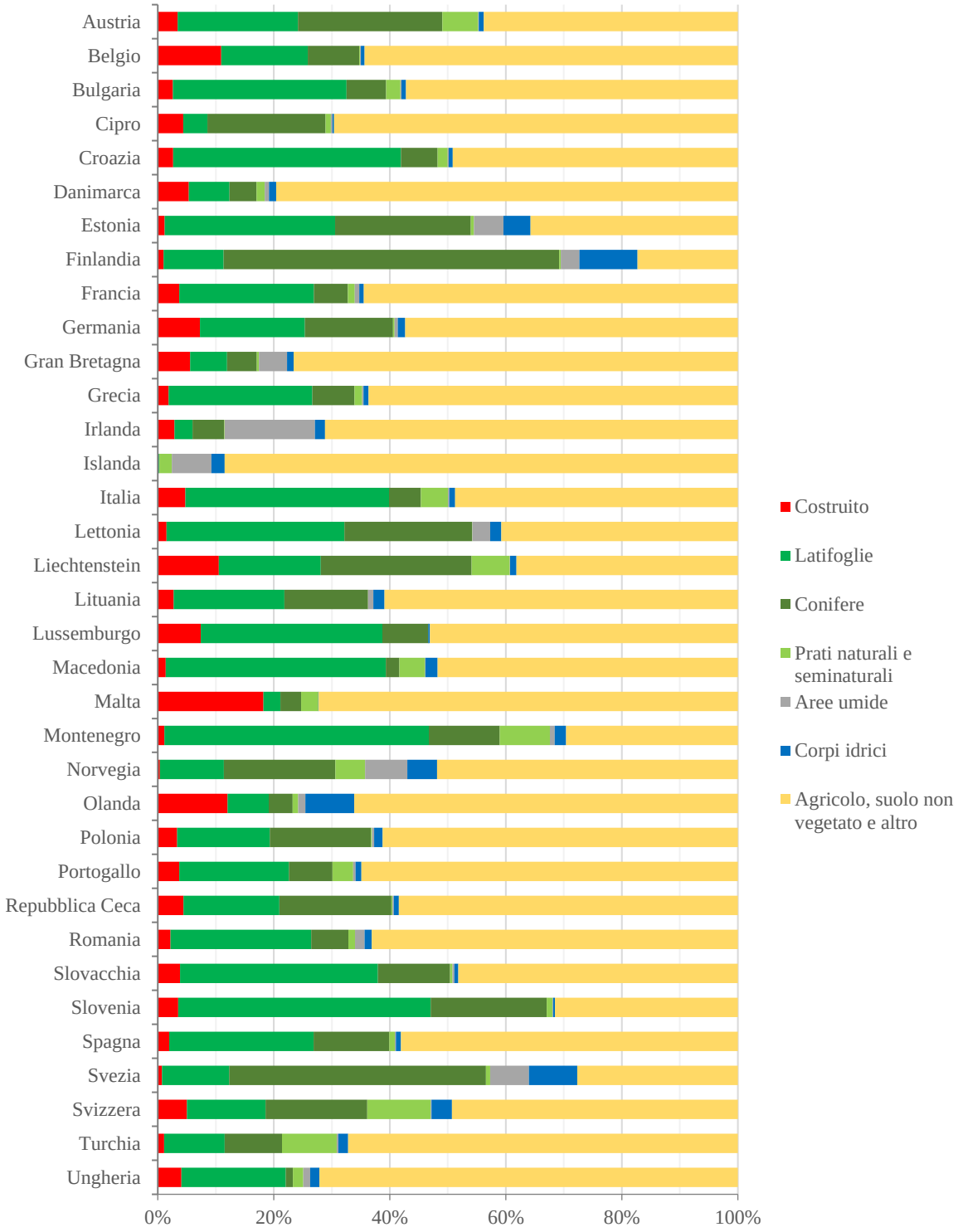


Figura 17 – Copertura del suolo nei Paesi europei (% 2012). Fonte: elaborazione ISPRA su dati *Copernicus High Resolution Layer* 2012.

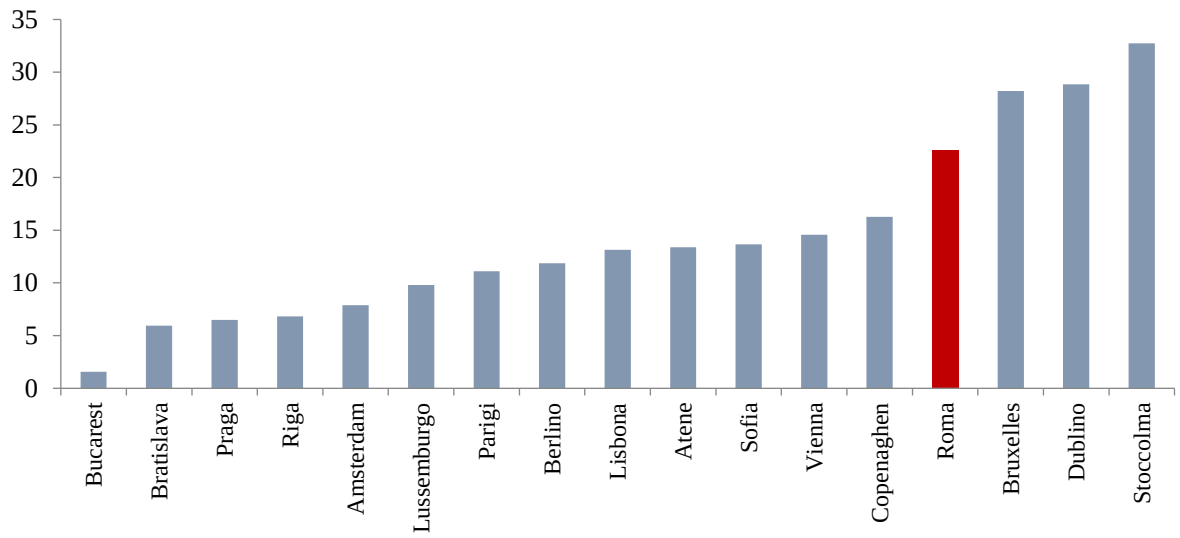


Figura 18 - Indice di dispersione, un confronto tra le principali capitali europee. Fonte: elaborazione ISPRA su dati *Copernicus Urban Atlas* (2012).

Copernicus, 2012, High Resolution Layers, https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers
Copernicus, 2012, Urban Atlas 2012, https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas/urban-atlas-2012
EEA, 2017, Aggregated Imperviousness change information 2009-2012, European Environment Agency (EEA), https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/annual-average-sealing-increase#tab-chart_1
Eurostat, 2017, Land cover overview by NUTS 2 regions, http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=lan_lcv_ovw&lang=en

2.9 Valutazione dell'accuratezza

Per la valutazione dell'accuratezza della carta del consumo di suolo è stata elaborata una metodologia che si basa sullo studio dettagliato di alcune aree campione. In particolare, sono stati selezionati 10 riquadri di 1 km^2 di estensione per ogni regione per un totale di 200 riquadri. I riquadri sono stati scelti casualmente e distribuiti in maniera omogenea (attraverso una stratificazione) sul territorio di ogni regione. Questo metodo assicura un numero significativo di campioni per un'analisi statistica anche se bisogna considerare che in generale il cambiamento della copertura del suolo è un evento raro quando si considera un campione casuale su una vasta superficie. I cambiamenti infatti non avvengono con una distribuzione omogena, ma si concentrano in particolari aree (attorno alle grandi città o lungo le fasce costiere) pertanto, una scelta random di aree uniformemente distribuite, risulta statisticamente corretta, ma porta ad analizzare un numero di cambiamenti abbastanza ridotto.
Le aree scelte sono state fotointerpretate utilizzando ortoimmagini ad alta risoluzione. All'interno di ogni riquadro sono stati considerati gli errori di omissione e commissione sulla copertura 2016 e 2017.
L'accuratezza globale a livello nazionale è risultata del 99,66% (Tabella 6), con tutte le regioni sopra al 98,5% e con un errore di omissione (aree reali non rappresentate nella classe di appartenenza) tra lo 0,22 e l'1,49% e un errore di commissione (aree erroneamente incluse nella classe) compreso tra lo 0,15 e il 2,14%.

Tabella 6 - Stima del grado di accuratezza e dell'errore di omissione e di commissione della cartografia

Accuratezza Globale	**Accuratezza utilizzatore aree artificiali**	**Accuratezza utilizzatore aree non artificiali**	**Accuratezza produttore aree artificiali**	**Accuratezza produttore aree non artificiali**
99,66%	97,86%	99,85%	98,51%	99,78%
	Errore di commissione aree artificiali	**Errore di commissione aree non artificiali**	**Errore di omissione aree artificiali**	**Errore di omissione aree non artificiali**
	2,14%	0,15%	1,49%	0,22%

3. La distribuzione territoriale del consumo di suolo

L. Congedo, P. De Fioravante, M. Di Leginio, C. Iadanza, I. Marinosci, S. Pranzo, A. Strollo, A. Trigila, M. Munafò

3.1 Aree protette

Quasi 84 ettari (+0,11%), tra il 2016 e il 2017, sono stati consumati all'interno di aree protette, come parchi nazionali e regionali, aree naturali e riserve. In particolare, i maggiori cambiamenti dovuti al consumo di suolo sarebbero avvenuti nel Parco nazionale dei Monti Sibillini (oltre 24 ettari) e nel Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (oltre 10 ettari). Gran parte di questi cambiamenti sono costruzioni dovute a opere successive ai recenti fenomeni tellurici del Centro Italia.
Oltre 74.500 ettari di suolo risultano consumati ad oggi, con percentuali maggiori nei parchi nazionali del Vesuvio, dell'Arcipelago di La Maddalena, e del Circeo (Tabella 7). Al livello nazionale, le aree protette risultano comunque meno consumate delle aree restanti, con una percentuale di consumo di suolo all'interno delle aree protette del 2,4%, che mostra comunque una maggiore naturalità di tali zone rispetto alla media nazionale.

Tabella 7 - Consumo di suolo nei parchi nazionali con i valori maggiori (2017). Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Area protetta	Consumo di suolo [% 2017]	Consumo di suolo [incremento % 2016-2017]	Consumo di suolo [incremento in ettari 2016-2017]
Parco nazionale del Vesuvio	8,9	0,15	1,1
Parco nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena	8,5	0,00	0,0
Parco nazionale del Circeo	7,2	0,04	0,2
Parco nazionale delle Cinque Terre	4,9	0,00	0,0
Parco nazionale del Cilento e Vallo di Diano	3,8	0,06	3,7
Parco nazionale dell'Arcipelago Toscano	3,7	0,17	1,1
Parco nazionale del Gargano	3,0	0,12	4,3
Parco nazionale dei Monti Sibillini	2,7	1,29	24,0
Parco nazionale dell'Appennino Lucano - Val d'Agri - Lagonegrese	2,3	0,00	0,0
Parco nazionale dell'Alta Murgia	2,0	0,00	0,0
Parco nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna	2,0	0,00	0,0
Parco nazionale del Pollino	1,8	0,04	1,4
Parco nazionale dell'Aspromonte	1,6	0,00	0,0
Parco nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano	1,6	0,00	0,0
Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga	1,4	0,51	10,5
Parco nazionale del Golfo di Orosei e del Gennargentu	1,3	0,00	0,0
Parco nazionale della Sila	1,2	0,00	0,0
Parco nazionale dello Stelvio	1,1	0,06	0,9

3.2 Aree vincolate per la tutela paesaggistica

Il D.lgs 42/2004 (codice Urbani) è il principale riferimento normativo per la tutela, conservazione e valorizzazione del patrimonio culturale (beni culturali e paesaggio). Esso, sulla scorta del precedente ordinamento (Legge 1497/39 e Legge 431/85), definisce un rinnovato quadro di vincoli cui sono assoggettati una serie di contesti territoriali. Gli artt. 136 e 142 individuano beni paesaggistici per i quali non è più necessario uno specifico provvedimento poiché la loro natura di beni paesaggistici è stabilita dalla legge. L'uso dei beni vincolati è dettato da precise prescrizioni individuate nella "specifica normativa d'uso e di valorizzazione ambientale" (piani paesistici).
È stato, pertanto, analizzato il consumo di suolo e i suoi cambiamenti nell'ambito dei seguenti beni vincolati limitatamente a quelli areali (fonte SITAP)[21]:

[21] Sistema Informativo Territoriale Ambientale e Paesaggistico della Direzione generale per il paesaggio, le belle arti, l'architettura e l'arte contemporanee del Ministero dei Beni e delle Attività Culturali e del Turismo (http://www.sitap.beniculturali.it). I dati relativi alle zone

art 142 comma 1	a) i territori costieri compresi in una fascia della profondità di 300 metri dalla linea di battigia, anche per i terreni elevati sul mare	coste
	b) i territori contermini ai laghi compresi in una fascia della profondità di 300 metri dalla linea di battigia, anche per i territori elevati sui laghi	laghi
	c) i fiumi, i torrenti, i corsi d'acqua iscritti negli elenchi previsti dal testo unico delle disposizioni di legge sulle acque ed impianti elettrici, approvato con regio decreto 11 dicembre 1933, n. 1775, e le relative sponde o piedi degli argini per una fascia di 150 metri ciascuna	fiumi
	d) le montagne per la parte eccedente 1.600 metri sul livello del mare per la catena alpina e 1.200 metri sul livello del mare per la catena appenninica e per le isole	montagne
	l) i vulcani	vulcani
art. 136	Immobili ed aree di notevole interesse pubblico	ope legis

Il regime vincolistico individuato all'art. 142 comma 1 lett. a, b, c (coste, laghi, fiumi) presenta un consumo di suolo pari a 357.359 ettari pari a circa l'8% della sua estensione (Tabella 8). Non emergono pertanto significative differenze rispetto al dato ricondotto all'intero territorio nazionale (7,6 %), rispetto al quale risulta persino superiore, come anche la ripartizione della copertura artificiale tra regioni segue in linea di massima l'andamento riferito all'intero territorio nazionale. Stessa considerazione appare valida per i vincoli ex art. 136 che presentano valori di consumo di suolo leggermente più bassi (338.261 ettari pari al 6% del territorio vincolato ex art. 136). I dati di consumo di suolo all'interno delle zone montuose (art. 142, lett. d) risultano ovviamente influenzati dalle caratteristiche orografiche del territorio con valori che si attestano a meno dell'1% della loro estensione. La percentuale di territorio vulcanico (art. 142 lett. l) consumato è significativamente influenzato dal dato della regione Campania le cui aree vulcaniche risultano coperte artificialmente (12.253 ettari) per quasi un terzo della propria estensione.

Tabella 8 - Consumo di suolo 2017 nelle aree vincolate per la tutela paesaggistica (ex D.lgs 42/2004). Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA e SITAP.

Regione	Coste, laghi, fiumi		Montagne		Vulcani		Ope legis	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Piemonte	28.073	6,68	1.006	0,21	-	-	12.273	2,93
Valle D'Aosta	2.110	4,76	2.314	0,93	-	-	1.591	6,65
Lombardia	41.019	12,04	2.372	0,71	-	-	25.219	13,02
Trentino Alto-Adige	21.288	5,66	6.949	1,03	-	-	43.363	4,50
Veneto	43.443	13,21	1.002	0,71	-	-	23.027	7,57
Friuli Venezia Giulia	12.313	8,78	191	0,45	-	-	2.717	9,12
Liguria	11.272	7,65	171	1,53	-	-	13.443	6,72
Emilia Romagna	36.873	10,44	1.334	2,17	-	-	9.818	5,66
Toscana	19.649	7,49	878	2,10	1	9,05	33.991	9,16
Umbria	6.100	7,47	252	0,93	-	-	7.895	8,21
Marche	12.832	9,88	354	1,01	-	-	12.791	5,14
Lazio	19.385	8,07	ND	ND	5.017	8,18	22.283	6,21
Abruzzo	9.050	6,75	2.322	0,86	-	-	11.754	2,48
Molise	2.402	4,15	ND	ND	-	-	8.891	3,99
Campania	17.898	10,98	ND	ND	12.253	27,42	30.819	12,38
Puglia	10.474	9,97	-	-	-	-	21.280	9,59
Basilicata	4.603	3,47	514	1,23	-	-	7.196	3,19
Calabria	16.354	6,68	1.643	1,19	-	-	9.575	13,79
Sicilia	28.815	6,47	518	1,21	17.292	12,25	21.742	7,01
Sardegna	13.408	4,50	130	0,86	-	-	18.594	4,49
Italia	**357.359**	**8,04**	**21.958**	**0,85**	**34.563**	**13,98**	**338.261**	**6,08**

Tra il 2016 e il 2017 il 16% e il 12% circa dell'incremento di suolo consumato è avvenuto all'interno delle aree vincolate rispettivamente ex art. 142 lett. a, b, c (coste, laghi, fiumi), con 850 ettari in più, e ex art. 136 (ope legis), con 660 ettari aggiuntivi (Tabella 9). Considerando il periodo tra il 2012 e il 2017, le percentuali rispetto al totale sono più basse, ovvero il 12% e il 10% circa dell'incremento di

montuose (ex art. 142, comma1 lett. d) per alcune regioni (Lazio, Molise, Campani) non sono disponibili pertanto i risultati potranno risentire di una sovrastima per quelli espressi in % e di una sottostima per quelli assoluti (ettari).

suolo consumato è avvenuto all'interno delle aree vincolate rispettivamente ex art. 142 lett a, b, c (coste, laghi, fiumi), con 2.936 ettari in più, e ex art. 136 (ope legis), con 2.527 ettari aggiuntivi nei 5 anni.

Tabella 9 - Cambiamenti consumo di suolo 2016-2017 nelle aree vincolate per la tutela paesaggistica (ex D.lgs 42/2004). Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA e SITAP.

Regione	coste, laghi, fiumi			montagne			vulcani			ope legis		
	ha	%	% camb. sul totale	ha	%	% camb. sul totale	ha	%	% camb. sul totale	ha	%	% camb. sul totale
Piemonte	59	0,21	12,31	0,03	0,00	0,01	-	-	-	27	0,22	5,75
Valle D'Aosta	8	0,40	27,33	7,59	0,33	24,61	-	-	-	5	0,31	15,82
Lombardia	58	0,14	9,66	2,19	0,09	0,36	-	-	-	22	0,09	3,70
Trentino A.A.	99	0,47	40,40	12,37	0,18	5,05	-	-	-	201	0,47	82,13
Veneto	233	0,54	19,04	0,42	0,04	0,03	-	-	-	92	0,40	7,48
Friuli V. Giulia	55	0,45	17,28	0,00	0,00	0,00	-	-	-	4	0,14	1,22
Liguria	5	0,05	23,78	0,00	0,00	0,00	-	-	-	5	0,04	23,78
Emilia Romagna	73	0,20	15,99	0,00	0,00	0,00	-	-	-	4	0,04	0,93
Toscana	14	0,07	8,31	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	40	0,12	23,66
Umbria	24	0,39	38,37	0,00	0,00	0,00	-	-	-	4	0,05	6,92
Marche	48	0,38	30,69	0,00	0,00	0,00	-	-	-	38	0,30	24,34
Lazio	43	0,22	13,33	ND	ND	ND	8	0,16	2,55	18	0,08	5,60
Abruzzo	24	0,26	20,08	0,84	0,04	0,71	-	-	-	17	0,14	14,41
Molise	4	0,15	9,35	ND	ND	ND	-	-	-	21	0,24	54,70
Campania	27	0,15	9,50	ND	ND	ND	12	0,09	4,14	35	0,11	12,59
Puglia	16	0,15	3,89	-	-	-	-	-	-	50	0,24	12,23
Basilicata	2	0,05	6,01	0,00	0,00	0,00	-	-	-	5	0,07	13,75
Calabria	10	0,06	18,69	0,00	0,00	0,00	-	-	-	9	0,09	16,68
Sicilia	41	0,14	14,34	0,19	0,04	0,07	26	0,15	9,02	29	0,13	10,14
Sardegna	7	0,05	6,97	0,00	0,00	0,00	-	-	-	32	0,17	32,08
Italia	**850**	**0,24**	**15,71**	**23,63**	**0,11**	**0,44**	**45**	**0,13**	**0,84**	**660**	**0,20**	**12,20**

Considerando complessivamente i regimi vincolistici sopra analizzati, risultano coperti artificialmente 625.807 ettari, pari a circa il 6% del territorio vincolato a fronte del 7,6% registrato su tutto il territorio nazionale (Tabella 10). Le regioni con maggior percentuale di territorio vincolato consumato risultano Campania (11%), Veneto (9%), Puglia (9%), Emilia Romagna (8,5%) e Lombardia (8%). Il dato pugliese è influenzato dall'assenza di beni paesaggistici quali le zone montuose che nelle altre regioni fa scendere il valore percentuale complessivo. Anche per tale motivo, la minor percentuale di territorio vincolato (inferiore al 4%) coperto artificialmente è presente in regioni prevalentemente montuose quali Valle D'Aosta, Abruzzo, Basilicata, Piemonte e Molise.

Quasi un quarto (il 24,61%) del nuovo consumo di suolo netto tra il 2016 e il 2017, pari a 1.331 ettari, è avvenuto all'interno delle aree vincolate (che complessivamente coprono il 34% del territorio nazionale). Tale valore si attesta a meno del 20% (19,58%, ovvero 4.926 ettari) nell'intervallo temporale 2012-2017. Nell'ultimo anno è, quindi, cresciuta la quota del consumo di suolo che avviene all'interno di aree vincolate per la tutela paesaggistica rispetto agli anni precedenti.

I dati relativi al consumo di suolo interno ai vincoli a livello regionale devono essere letti anche in considerazione della percentuale di territorio regionale vincolato. In Trentino Alto-Adige, ad esempio, l'88% dei cambiamenti tra il 2016 e il 2017 è avvenuto in aree vincolate, percentuale che scende all'80% per il periodo 2012-2017 (in Trentino Alto-Adige i beni vincolati coprono l'88% del territorio regionale).

Il 64,3% del nuovo consumo 2016-2017 all'interno dei vincoli è dovuto a cantieri e altre aree in terra battuta che sono destinati, in gran parte, a essere trasformati in infrastrutture, fabbricati o altre coperture permanenti nel corso dei prossimi anni. I nuovi edifici e fabbricati già evidenti nel 2017, realizzati su suolo agricolo o naturale nel 2016, rappresentano il 13,2% del territorio vincolato consumato nell'ultimo anno. Circa il 6% delle nuove trasformazioni è rappresentato da infrastrutture lineari e il 4,4% da nuove aree estrattive.

Tabella 10 - Consumo di suolo 2017 e cambiamenti nei vincoli art. 136 (ope legis) e art. 142 (coste, laghi, fiumi) considerati complessivamente. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA e SITAP.

Regioni	Consumo suolo 2017		Cambiamenti 2012-2017			Cambiamenti 2016-2017		
	ha	%	ha	%	% camb. sul totale	ha	Incremento %	% camb. sul totale
Piemonte	37.367	3,74	246	0,66	15,36	81	0,22	16,93
Valle D'Aosta	4.375	1,66	47	1,07	39,98	14	0,32	45,40
Lombardia	60.471	8,05	393	0,65	12,37	78	0,13	12,84
Trentino A.A.	49.306	4,13	579	1,19	79,98	215	0,44	87,90
Veneto	60.359	9,07	585	0,98	19,40	296	0,49	24,14
Friuli V. Giulia	14.488	7,18	120	0,83	14,13	58	0,40	18,24
Liguria	19.860	7,20	67	0,34	40,53	8	0,04	38,29
Emilia Romagna	45.602	8,48	256	0,56	14,34	76	0,17	16,68
Toscana	47.766	7,89	264	0,56	28,51	48	0,10	28,17
Umbria	13.157	6,98	118	0,91	20,29	28	0,21	45,27
Marche	22.629	6,30	234	1,04	26,22	65	0,29	41,14
Lazio	36.961	6,63	319	0,87	16,34	58	0,16	18,11
Abruzzo	18.224	3,07	122	0,67	21,12	36	0,20	30,74
Molise	9.972	3,94	93	0,95	47,37	24	0,24	61,06
Campania	41.833	11,12	258	0,62	16,62	58	0,14	20,82
Puglia	26.764	9,01	247	0,93	10,14	57	0,22	13,98
Basilicata	11.020	3,18	114	1,05	23,80	6	0,06	17,59
Calabria	23.692	5,63	188	0,80	22,02	14	0,06	26,75
Sicilia	54.929	7,09	496	0,91	21,59	74	0,13	25,97
Sardegna	27.033	4,14	178	0,66	18,50	36	0,13	36,32
Italia	**625.807**	**6,07**	**4.926**	**0,79**	**19,58**	**1.331**	**0,21**	**24,61**

3.3 Corpi idrici

Il livello di impermeabilizzazione entro i 150 metri dai corpi idrici raggiunge livelli molto elevati in Liguria (circa il 21% di tale superficie è coperta artificialmente), Valle D'Aosta (15,4%) e Trentino Alto Adige (13,4%), rispetto ad una media nazionale del 7,6% (Tabella 11)[22].

Tabella 11 - Consumo di suolo in relazione alla distanza dai corpi idrici (2017) e incremento percentuale tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Percentuale di consumo di suolo entro 150m da corpi idrici permanenti	Percentuale di consumo di suolo oltre 150m da corpi idrici permanenti	Incr. % entro 150m da corpi idrici permanenti rispetto al 2016	Ettari consumati entro 150m da corpi idrici tra il 2016 e il 2017
Piemonte	7,8	6,8	0,20	9
Valle D'Aosta	15,4	2,7	0,39	3
Lombardia	6,7	13,3	0,14	11
Trentino-Alto Adige	13,4	4,4	0,37	10
Veneto	11,8	12,4	0,20	21
Friuli Venezia Giulia	8,8	8,9	0,73	10
Liguria	20,9	8,3	0,12	0
Emilia-Romagna	8,2	9,9	0,35	10
Toscana	9,2	7,1	0,38	14
Umbria	3,1	5,7	0,01	0
Marche	12,2	7,2	1,64	7
Lazio	5,6	8,5	0,18	4
Abruzzo	5,6	5,1	0,00	0
Molise	3,4	4,1	0,26	0
Campania	7,5	10,4	0,42	4
Puglia	2,7	8,4	0,01	0
Basilicata	1,8	3,4	0,00	0
Calabria	4,5	5,2	0,00	0
Sicilia	5,5	7,2	0,01	0
Sardegna	3,3	3,8	0,04	0
Italia	**7,6**	**7,7**	**0,25**	**104**

[22] La revisione della cartografia di copertura del suolo ha portato a una nuova delimitazione dei corpi idrici che ha permesso di ottenere stime più accurate per questo indicatore rispetto agli anni passati.

Le caratteristiche orografiche di queste Regioni in prevalenza montuose hanno sicuramente influito sull'urbanizzazione, portando al consumo di vaste aree in prossimità dei corpi idrici che tuttavia possono essere maggiormente esposte a fenomeni di esondazione.
Nel periodo 2016-2017, in Italia, 104 ettari sono stati consumati entro 150 metri di distanza dai corpi idrici.

3.4 Aree a pericolosità idraulica, da frana e sismica

L'analisi delle superfici artificiali soggette a rischio idrogeologico in Italia è fornita dal confronto tra la cartografia del consumo di suolo e le aree a pericolosità da frana e idraulica della nuova mosaicatura nazionale ISPRA (Trigila *et al*., 2018) delle aree a pericolosità dei Piani di Assetto Idrogeologico – PAI (v. 3.0 - Dicembre 2017) e delle aree a pericolosità idraulica (v. 4.0 - Dicembre 2017).
Il consumo di suolo all'interno di aree classificate a **pericolosità da frana** (P4+P3+P2+P1+AA), secondo la nuova mosaicatura aggiornata, è pari all'11,9% (più di 275.000 ettari) del totale del suolo artificiale in Italia.
Il confronto tra i dati 2016 e 2017 evidenzia che il 6,1% (318 ettari) del suolo consumato in questo periodo è avvenuto proprio nelle aree a pericolosità da frana, con un incremento percentuale medio dello 0,12%. Circa 24 ettari sono stati consumati in questo periodo in aree a pericolosità molto elevata (P4), 47 in aree a pericolosità elevata (P3).
Tra le Regioni, la Valle D'Aosta e il Trentino-Alto Adige hanno avuto un incremento di suolo consumato dello 0,4% in aree a pericolosità molto elevata (P4) (Tabella 12).

Tabella 12 - Consumo di suolo all'interno delle aree a pericolosità da frana PAI su base regionale (2017) e incremento percentuale tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Trigila *et al.*, 2018 e cartografia SNPA.

Regione	% consumo di suolo in aree a pericolosità da frana[23]				% consumo di suolo in aree di attenzione AA	Incr. % in aree a pericolosità da frana rispetto al 2016				Incr. % in aree di attenzione AA rispetto al 2016
	Molto elevata P4	Ele-vata P3	Media P2	Mode-rata P1		Molto eleva-ta P4	Eleva-ta P3	Media P2	Mode-rata P1	
Piemonte	2,7	3,2	17,6	1,8	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
Valle D'Aosta	0,7	1,9	8,7	0,0	0,0	0,4	0,3	0,3	0,0	0,0
Lombardia	1,5	2,8	16,9	2,9	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
Trentino-Alto Adige	3,8	1,8	2,5	4,5	1,3	0,4	0,3	0,2	0,1	0,0
Veneto	4,5	5,1	9,9	7,7	2,6	0,1	0,1	0,1	0,6	0,2
Friuli Venezia Giulia	3,1	6,6	14,7	9,7	1,9	0,1	0,0	0,0	0,1	0,4
Liguria	5,2	5,5	7,2	10,6	9,7	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
Emilia-Romagna	3,6	4,7	5,9	8,7	5,5	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1
Toscana	3,2	3,5	7,2	7,2	5,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Umbria	7,8	2,1	8,8	9,6	0,0	0,0	0,1	0,2	0,5	0,0
Marche	3,0	2,2	3,5	2,3	0,0	0,1	0,3	0,1	0,7	0,0
Lazio	3,8	3,0	4,1	7,1	4,1	0,0	-0,1	0,1	0,1	0,1
Abruzzo	2,2	2,1	4,5	2,4	1,5	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0
Molise	2,0	2,0	2,3	2,3	2,5	0,1	0,2	0,0	0,2	0,1
Campania	4,0	4,0	7,0	11,0	4,4	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2
Puglia	4,8	3,5	3,5	1,8	9,6	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
Basilicata	2,7	2,4	1,7	2,9	3,5	0,0	0,2	0,1	0,1	0,2
Calabria	4,7	4,7	6,6	9,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0
Sicilia	3,5	4,4	1,6	3,5	6,3	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2
Sardegna	2,3	2,0	2,4	7,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,0
Italia	**2,8**	**3,1**	**5,5**	**6,8**	**4,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**

In modo analogo, è stata calcolata la percentuale del suolo consumato nelle aree a **pericolosità idraulica** (Tabella 13). Per l'intero territorio nazionale, più di 268.000 ettari di suolo consumato risultano in aree a pericolosità media (P2) con tempo di ritorno tra 100 e 200 anni, cioè l'11,6% della superficie artificiale totale, coprendo il 10,6% del territorio in zona P2.

[23] Percentuale delle aree a pericolosità da frana occupata da superfici artificiali.

La percentuale di consumo di suolo in aree a pericolosità idraulica media è maggiore nelle regione Liguria (oltre il 30%).
Le Regioni Friuli-Venezia Giulia e Marche hanno registrato un aumento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 rispettivamente dell'1,1% e dello 0,7% in aree a pericolosità media. A livello nazionale, nello stesso periodo, 789 ettari sono stati artificializzati in aree a pericolosità media (P2).
Se l'incremento percentuale, nelle aree a pericolosità da frana, risulta, in media, inferiore a quello medio nazionale, nelle zone a pericolosità idraulica, invece, è decisamente più elevato, arrivando allo 0,29% in aree P2, probabilmente anche a causa di alcuni cantieri per nuovi interventi di realizzazione di bacini di laminazione. Ad oggi il dato sul consumo di suolo nelle aree a pericolosità non può essere utilizzato per una valutazione della pianificazione territoriale e urbanistica, in quanto gran parte delle superfici artificiali sono state realizzate prima dell'adozione dei PAI e quindi dell'entrata in vigore delle misure di salvaguardia (vincoli e regolamentazioni d'uso del territorio, comunque relativi solo ad alcune delle diverse tipologie di consumo di suolo considerate in questo rapporto), avvenuta per gran parte del territorio nazionale nel 2001.

Tabella 13 - Consumo di suolo all'interno delle aree a pericolosità idraulica (D.lgs. 49/2010) su base regionale (2017) e incremento percentuale tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Trigila *et al.*, 2018 e cartografia SNPA.

Regione	% consumo di suolo in aree a pericolosità idraulica			Incr. % in aree a pericolosità idraulica rispetto al 2016		
	Elevata P3[24]	Media P2	Bassa P1[25]	Elevata P3	Media P2	Bassa P1
Piemonte	3,9	6,1	9,8	0,3	0,2	0,2
Valle D'Aosta	4,7	6,2	10,8	0,5	0,5	0,5
Lombardia	5,5	7,7	11,5	0,3	0,3	0,2
Trentino-Alto Adige	12,0	14,1	16,2	0,7	0,5	0,5
Veneto	10,3	11,7	12,5	0,5	0,5	0,4
Friuli Venezia Giulia	8,9	11,0	11,7	0,5	1,1	0,9
Liguria	24,8	30,2	34,0	0,1	0,1	0,1
Emilia-Romagna	9,3	12,7	11,5	0,4	0,3	0,3
Toscana	7,7	12,0	15,0	0,2	0,2	0,2
Umbria	5,7	7,1	9,1	0,2	0,2	0,1
Marche	37,6	14,3	38,0	0,2	0,7	0,8
Lazio	9,4	10,6	11,5	0,4	0,3	0,3
Abruzzo	10,5	13,6	11,8	0,4	0,3	0,4
Molise	3,0	5,7	5,8	0,5	0,5	0,5
Campania	9,0	10,8	12,8	0,2	0,2	0,3
Puglia	6,3	6,7	7,5	0,3	0,3	0,3
Basilicata	2,0	2,2	2,4	0,0	0,3	0,3
Calabria	6,4	6,9	7,8	0,1	0,1	0,1
Sicilia	3,9	6,1	6,0	0,1	0,1	0,1
Sardegna	4,8	5,8	6,8	0,0	0,1	0,1
Italia	**7,4**	**10,6**	**11,6**	**0,3**	**0,3**	**0,3**

Il suolo nelle aree a **pericolosità sismica** alta e molto alta è consumato con una percentuale del 7,4% nelle aree a pericolosità sismica alta e del 4,8% nelle aree a pericolosità molto alta (Tabella 14), per un totale pari a 869.035 ettari di superficie consumata, ovvero il 37,7% del totale delle aree artificiali italiane.
A livello regionale (Tabella 14), in Lombardia, Veneto e Campania risultano i valori maggiori di suolo consumato in aree a pericolosità sismica alta (rispettivamente 14,4%, 12,7% e 10,4%), mentre Campania, Sicilia e Calabria hanno i valori più elevati la nelle aree a pericolosità molto alta (rispettivamente 6,8%, 6,3% e 6,0%).

[24] Lo scenario a pericolosità elevata P3 con tempo di ritorno tra 20 e 50 anni non è disponibile per il territorio dell'ex Autorità di Bacino (AdB) Regionale delle Marche; il dato della Regione Marche è stato elaborato sul 12% del territorio che non ricade nell'ex AdB Marche.
[25] Lo scenario a pericolosità bassa P1 (scarsa probabilità di alluvioni o scenari di eventi estremi) non è disponibile, oltre che per l'ex AdB Marche, anche per l'ex AdB Conca-Marecchia, l'ex AdB Regionali Romagnoli, ad eccezione delle Aree costiere marine, e per il reticolo di irrigazione e bonifica del territorio del bacino del Po ricadente nella Regione Emilia-Romagna.

Tabella 14 - Consumo di suolo all'interno delle aree a pericolosità sismica su base regionale (2017) e incremento percentuale rispetto al 2016. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Suolo consumato in aree a pericolosità sismica alta [%]	Suolo consumato in aree a pericolosità sismica molto alta [%]	Incr. % in aree a pericolosità sismica alta rispetto al 2016	Incr. % in aree a pericolosità sismica molto alta rispetto al 2016
Piemonte	0,1	0,0	0,0	0,0
Valle D'Aosta	0,0	0,0	0,0	0,0
Lombardia	14,4	0,0	0,1	0,0
Trentino-Alto Adige	3,9	0,0	0,1	0,0
Veneto	12,7	3,8	0,6	0,1
Friuli Venezia Giulia	8,8	4,9	0,3	0,2
Liguria	4,8	0,0	0,0	0,0
Emilia-Romagna	9,7	0,0	0,2	0,0
Toscana	5,6	0,0	0,1	0,0
Umbria	6,1	2,3	0,1	0,7
Marche	7,2	2,4	0,2	11,8
Lazio	8,0	2,5	0,1	0,8
Abruzzo	5,4	3,2	0,3	0,2
Molise	3,7	4,1	0,3	0,2
Campania	10,4	6,8	0,2	0,3
Puglia	4,4	0,0	0,3	0,0
Basilicata	3,6	3,8	0,1	0,1
Calabria	4,6	6,0	0,1	0,1
Sicilia	8,3	6,3	0,2	0,2
Sardegna	0,0	0,0	0,0	0,0
Italia	**7,4**	**4,8**	**0,2**	**0,2**

Dal confronto con la cartografia nazionale 2016 e 2017 è stato possibile rilevare un incremento percentuale del suolo consumato pari a 0,2% sia nelle aree a pericolosità sismica alta, sia nelle aree a pericolosità sismica molto alta, equivalente a un totale di 1.857 ettari (523 in Veneto), il 35,6% del totale dei cambiamenti dell'ultimo anno.

Trigila A., Iadanza C., Bussettini M., Lastoria B. (2018) Dissesto idrogeologico in Italia: pericolosità e indicatori di rischio - Edizione 2018. ISPRA, Rapporti 287/2018.

3.5 Fascia costiera

I valori percentuali del suolo consumato crescono avvicinandosi alla costa. Nella fascia litoranea il dato del consumo di suolo viene valutato considerando differenti distanze dalla linea di costa: 0-300 metri, 300-1.000 metri, 1-10 chilometri e oltre 10 chilometri. A livello nazionale quasi un quarto della fascia compresa entro i 300 metri dal mare è ormai consumato. A conferma dei dati del 2016, tra le regioni con i valori registrati più alti entro i 300 metri dalla linea di costa ci sono Liguria e Marche con quasi il 50% di suolo consumato, Abruzzo, Campania, Emilia Romagna e Lazio con valori compresi tra il 30 e il 40%. Tra i 300 e i 1.000 metri si segnalano invece Abruzzo, Emilia-Romagna, Campania, Liguria e Marche con valori pari o superiori al 30% di consumato. Nella fascia tra 1 e 10 chilometri si evidenzia il dato del 16,4% di consumato, rappresentativo della Regione Campania. Ancora una volta, l'incremento percentuale maggiore tra il 2016 e il 2017 si registra nella fascia tra 1 e 10 chilometri dalla costa: è da evidenziare l'aumento nel Friuli Venezia Giulia (+1,13%) rispetto ai dati rilevati nel 2016. L'incremento è invece più contenuto, nelle fasce attigue al mare, dove oramai il livello di consumo di suolo ha lasciato un quantitativo minimo di aree non costruite al di fuori delle aree tutelate. Ciò nonostante, si continua a costruire anche nella fascia sotto i 300 metri, con un aumento del suolo consumato dello 0,10% a livello nazionale (Tabella 15).

Tabella 15 - Percentuale di consumo di suolo rispetto alla distanza dalla linea di costa su base regionale, escluse le regioni che non sono bagnate dal mare (2017) e incremento percentuale rispetto al 2016. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Entro 300m		Tra 300 e 1.000m		Tra 1 e 10km		Oltre 10km	
Veneto	11,2	+0,21	10,8	+0,50	13,2	+0,45	10,7	+0,52
Friuli Venezia Giulia	13,7	+0,36	14,3	+0,08	13,8	+1,13	7,2	+0,31
Liguria	48,1	+0,05	31,0	+0,06	9,2	+0,07	2,2	+0,01
Emilia-Romagna	34,2	+0,00	31,9	+0,10	12,7	+0,13	9,0	+0,22
Toscana	21,5	+0,00	16,6	+0,16	9,5	+0,11	5,7	+0,10
Marche	45,7	+0,04	30,0	+0,07	12,0	+0,20	4,7	+0,27
Lazio	31,2	+0,05	21,7	+0,11	11,1	+0,38	6,4	+0,19
Abruzzo	36,6	+0,18	31,8	+0,12	11,1	+0,31	3,5	+0,19
Molise	19,9	+0,00	16,5	+0,11	5,2	+0,15	3,5	+0,22
Campania	35,1	+0,09	30,2	+0,08	16,4	+0,16	6,5	+0,23
Puglia	29,8	+0,15	21,8	+0,24	10,3	+0,25	4,3	+0,27
Basilicata	6,0	+0,11	5,0	+0,62	5,4	+0,03	3,1	+0,11
Calabria	29,4	+0,07	20,1	+0,09	5,1	+0,07	2,1	+0,06
Sicilia	28,8	+0,13	24,8	+0,14	10,6	+0,20	2,8	+0,11
Sardegna	10,4	+0,04	8,8	+0,27	4,9	+0,20	1,8	+0,03
Italia	**23,4**	**+0,10**	**19,6**	**+0,16**	**9,3**	**+0,23**	**7,0**	**+0,23**

3.6 Classi altimetriche e di pendenza

L'altimetria e la pendenza del territorio influiscono significativamente sul consumo di suolo. Analizzando i dati al livello nazionale risulta che circa 11,9% del suolo è consumato ad una quota inferiore ai 300 metri s.l.m.; la percentuale di consumato tende a decrescere con l'aumentare della quota, arrivando al 5.8% tra 300 e 600 metri, e solo al 2,7% oltre i 600 metri (Tabella 16).

Tabella 16 - Consumo di suolo in relazione all'altimetria su base regionale (2017) e incremento percentuale tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Percentuale tra 0 e 300m di quota	Percentuale tra 300m e 600m di quota	Percentuale oltre 600m di quota	Incr. % tra 0 e 300m di quota (2016-2017)	Incr. % tra 300 e 600m di quota (2016-2017)	Incr. % oltre 600m di quota (2016-2017)
Piemonte	11,2	9,7	1,5	0,3	0,2	0,1
Valle D'Aosta	40,0	26,9	2,2	0,2	0,3	0,3
Lombardia	18,6	15,2	2,4	0,2	0,1	0,0
Trentino-Alto Adige	24,5	13,1	3,3	0,3	0,3	0,4
Veneto	16,4	8,2	2,8	0,5	0,4	0,3
Friuli Venezia Giulia	14,7	6,2	1,7	0,5	0,1	0,2
Liguria	19,1	5,4	2,7	0,1	0,0	0,0
Emilia-Romagna	12,8	5,6	4,5	0,2	0,1	0,1
Toscana	9,7	4,8	3,2	0,1	0,1	0,0
Umbria	9,8	4,8	2,3	0,1	0,1	0,2
Marche	10,6	5,2	2,3	0,2	0,2	0,5
Lazio	12,1	6,3	2,0	0,2	0,1	0,3
Abruzzo	10,2	5,7	2,7	0,3	0,2	0,2
Molise	4,6	4,2	3,7	0,1	0,3	0,2
Campania	17,7	7,3	3,1	0,2	0,1	0,2
Puglia	9,8	5,3	2,8	0,3	0,2	0,0
Basilicata	3,2	3,6	3,4	0,1	0,1	0,1
Calabria	7,9	5,1	2,2	0,1	0,0	0,1
Sicilia	11,1	5,1	3,6	0,2	0,1	0,1
Sardegna	5,2	2,4	1,8	0,2	0,0	0,0
Italia	**11,9**	**5,8**	**2,7**	**0,3**	**0,1**	**0,2**

Tabella 17 - Consumo di suolo in relazione alla pendenza su base regionale (2017) e incremento percentuale tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Percentuale di consumato tra 0 e 10% di pendenza	Percentuale di consumato oltre 10% di pendenza	Incr. % tra 0 e 10% di pendenza rispetto al 2016	Incr. % oltre 10% di pendenza rispetto al 2016
Piemonte	12,2	2,5	0,3	0,2
Valle D'Aosta	15,8	2,2	0,3	0,3
Lombardia	18,8	4,5	0,2	0,0
Trentino-Alto Adige	18,7	3,3	0,5	0,3
Veneto	16,7	4,1	0,5	0,3
Friuli Venezia Giulia	14,9	2,8	0,5	0,2
Liguria	24,8	5,9	0,0	0,0
Emilia-Romagna	13,5	4,9	0,2	0,1
Toscana	12,6	4,0	0,1	0,1
Umbria	10,5	3,4	0,2	0,1
Marche	15,1	4,2	0,3	0,2
Lazio	12,7	4,4	0,2	0,2
Abruzzo	11,8	2,8	0,3	0,1
Molise	6,8	3,0	0,3	0,1
Campania	19,0	5,4	0,2	0,1
Puglia	9,2	3,8	0,3	0,2
Basilicata	5,3	2,6	0,1	0,1
Calabria	10,1	3,2	0,1	0,1
Sicilia	11,9	4,2	0,2	0,1
Sardegna	6,0	2,1	0,1	0,1
Italia	**12,8**	**3,7**	**0,3**	**0,1**

Anche l'analisi della pendenza (Tabella 17) mostra che la maggior parte del suolo consumato (oltre 1.680.000 ettari, pari al 12,8% della superficie) si concentra nelle aree con pendenza inferiore al 10%, mentre nel territorio con pendenza superiore al 10% il suolo consumato è stimato in oltre 622.000 ettari (3,7% della superficie). Anche le percentuali di incremento rispetto al 2016 risultano maggiori nella fascia di pendenza inferiore al 10%.
Tra le Regioni, Liguria, Campania e Lombardia hanno le percentuali maggiori di suolo consumato al di sotto dei 10% di pendenza, mentre al di sopra dei 10% spiccano Liguria e Campania con le percentuali maggiori (5,9% e 5,4% rispettivamente).

3.7 Copertura e uso del suolo

Il consumo di suolo non si distribuisce in maniera omogenea sul territorio nazionale, ma si concentra in alcune classi di copertura del suolo. Al fine di valutare in quali contesti di uso del suolo sono andate a insistere le trasformazioni dovute a nuovo consumo di suolo, si sono utilizzate le cartografie di uso e copertura del suolo afferenti al programma *Copernicus*. In particolare è stata presa in considerazione la banca dati del *Corine Land Cover* (CLC) e gli strati ad alta risoluzione (*High Resolution Layers* - HRL) per quanto riguarda la componente pan-europea, mentre per la componente locale è stato utilizzato il dato di *Urban Atlas* che per l'Italia copre 74 aree urbane (*Functional Urban Areas* - FUA) e gli altri dati relativi alle fasce fluviali (*Riparian Zones*). Tali dati sono stati integrati con i dati SNPA sul consumo di suolo e con altre fonti informative disponibili per derivare una carta nazionale di copertura del suolo ad alta risoluzione (10 metri), utilizzata come base di riferimento per l'analisi dei cambiamenti di copertura[26].
Considerando il suolo consumato tra il 2016 e il 2017, sul totale dei 5.409 ettari, il 55,7% è avvenuto su aree precedentemente destinate a seminativi (Figura 19). A questi, devono essere aggiunti altre ampie superficie agricole perse, occupate, prima dell'artificializzazione, da foraggere (5,2% del totale del consumo di suolo dell'ultimo anno), frutteti (3,9%), oliveti (3,4%) e vigneti (2,4%). Nel complesso, il 70,6% dei cambiamenti è avvenuto proprio a scapito di aree agricole. Il resto del consumo di suolo è avvenuto su aree a copertura erbacea non utilizzate per l'agricoltura (18,7%), su aree a copertura arborea o arbustiva (9,4%) o su altre aree non vegetate (1,2%).

[26] I dati della copertura del suolo sono in fase di aggiornamento a livello europeo e nazionale.

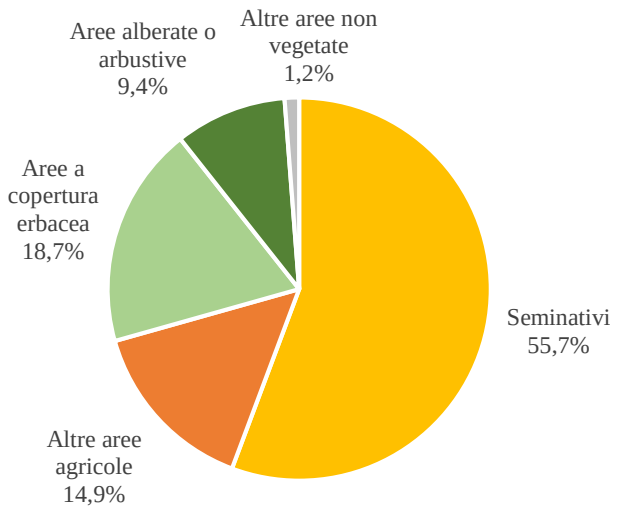


Figura 19 - Copertura del suolo precedente al nuovo consumo tra il 2016 e il 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati *Copernicus* e cartografia SNPA.

Relativamente al CLC, sono stati analizzati i cambiamenti di consumo di suolo al primo livello avvenuti tra il 2012 e il 2017 all'interno di tutte le 44 classi di copertura del suolo del CLC e i cambiamenti di consumo di suolo al terzo livello avvenuti tra il 2016 e il 2017 all'interno delle diverse 'Superfici artificiali'.

Nel quinquennio 2012-17 la classe soggetta alle maggiori trasformazioni è rappresentata dai 'seminativi in aree non irrigue', dove più di 11.000 ettari di suolo sono stati consumati (il 45% del totale dei cambiamenti), seguita dalla classe dei 'sistemi colturali e particellari complessi' con circa 3.000 ettari di suolo consumato (12%). Le 'zone residenziali a tessuto discontinuo e rado' sono state ulteriormente consumate per altri 2.300 ettari circa, mentre nelle 'aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati' il consumo di suolo ha interessato circa 1.600 ettari.

Considerando la percentuale dei cambiamenti sul totale dei cambiamenti avvenuti all'interno di ogni classe al terzo livello delle 'Superfici artificiali', il dato che risalta tra tutti è relativo alla classe di cambiamento cantieri e aree in terra battuta, che è presente in tutte le classi del CLC di 'Superfici artificiali'. Tali trasformazioni hanno interessato infatti il 99% dei cambiamenti nelle 'zone residenziali a tessuto continuo', mentre nelle 'zone industriali, commerciali ed infrastrutturali' hanno rappresentato in media il 62% del totale dei cambiamenti e nelle 'zone estrattive, cantieri e discariche' in media il 43% del totale dei cambiamenti. Notevoli sono anche i cambiamenti avvenuti nelle 'aree verdi urbane', di cui il 40% è dovuto alla creazione di nuovi cantieri. Tali trasformazioni sono di tipo reversibile ma per la tipologia di classe che rappresentano (cantieri), potrebbero diventare di tipo permanente e come tali vanno monitorate in modo particolare. Valori alti di cambiamento, sempre nell'ambito del consumo di suolo reversibile, sono anche dovuti a nuove 'aree estrattive' che costituiscono in media il 44% circa del totale dei cambiamenti che sono avvenuti nelle classi 131 e 132 del CLC rappresentata da 'discariche e cantieri'. Passando ad analizzare invece i cambiamenti che portano ad un consumo di suolo di tipo permanente, essi rappresentano il 61% del totale dei cambiamenti avvenuti a discapito delle 'aree verdi urbane', suddiviso tra superfici impermeabili (30%), altre aree impermeabili di tipo permanente (5%) e edifici, fabbricati e capannoni (9%), e circa il 30% del totale dei cambiamenti avvenuti nei cantieri, a testimonianza quindi della conversione avvenuta in quest'ultimo caso, da un consumo di suolo reversibile ad un consumo di suolo permanente. Un dato significativo è sulle 'aree ricreative e sportive' le quali sono state intaccate sul totale dei cambiamenti per circa il 25% da processi che hanno portato a sigillare diverse aree in modo permanente e per un altro 25% da nuove costruzioni. Andando ad esaminare invece tipologie di trasformazione più insite nei processi di urbanizzazione, si osserva che nelle 'zone residenziali a tessuto discontinuo e rado', i cambiamenti avvenuti sono dovuti per il 26% a nuove costruzioni edilizie e per circa il 50% a cantieri e aree in terra battuta. A loro volta i cantieri del CLC sono stati interessati per il 23% dei loro cambiamenti da nuove costruzioni edilizie. Relativamente all'infrastruttura viaria si osserva che il 12% dei cambiamenti avvenuti nella classe 122 del CLC 'Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche', sono dovuti a nuove strade asfaltate.

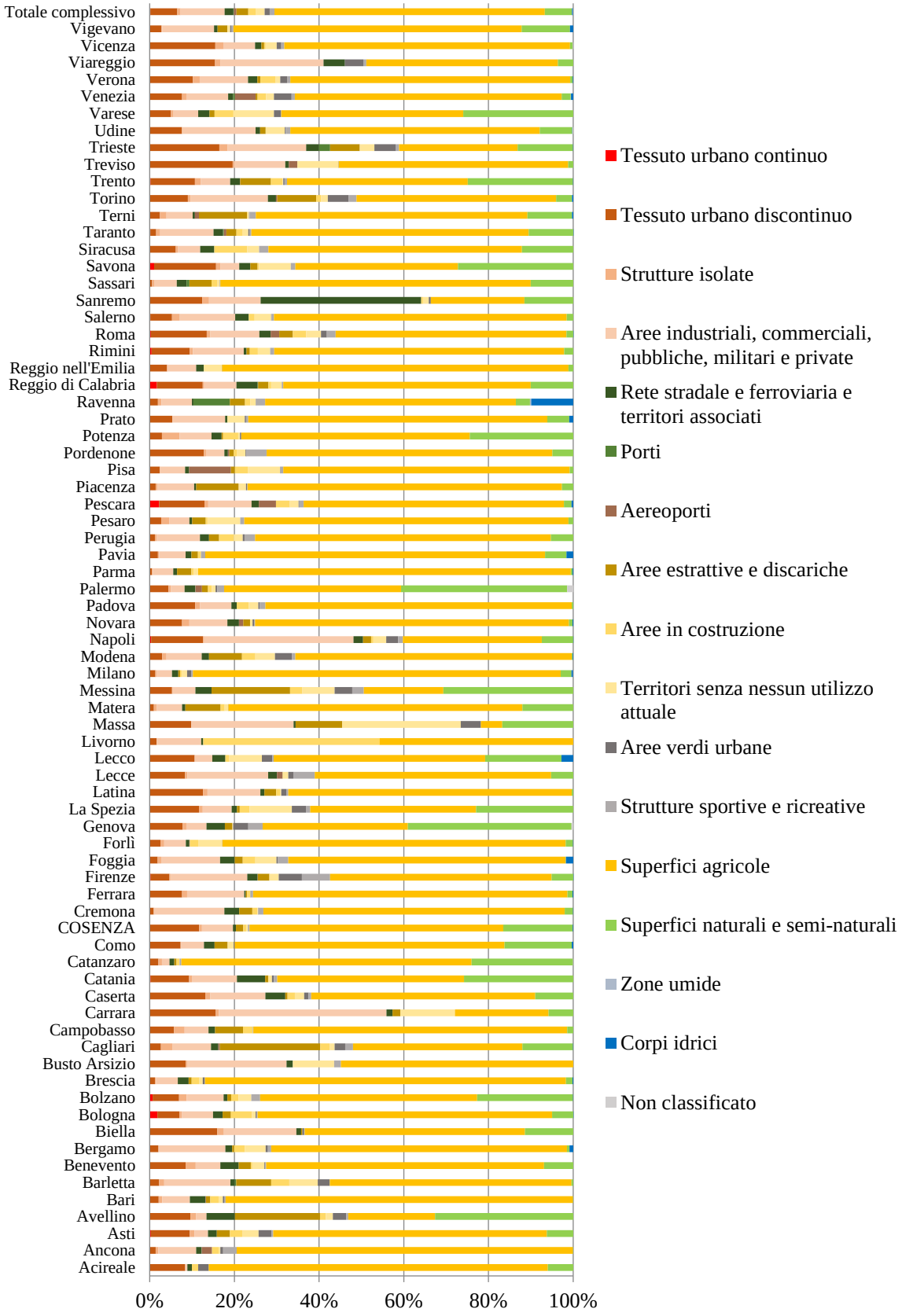


Figura 20 - Cambiamenti percentuali di consumo di suolo avvenuti all'interno delle classi di Urban Atlas sul totale dei cambiamenti per il periodo 2012-2017.

Nelle 74 principali aree urbane per le quali è disponibile la cartografia *Urban Atlas*, i cambiamenti del consumo di suolo nel periodo 2012-17 sono avvenuti principalmente all'interno delle 'superfici agricole', con un valore complessivo[27] del 64% sul totale dei cambiamenti avvenuti su tutto il territorio delle città considerate (Figura 20). Di queste, 37 hanno percentuali di cambiamento superiori al valore complessivo, di cui 8 hanno più dell'80% dei cambiamenti avvenuti in 'superfici agricole': Parma, Milano, Brescia, Bari, Reggio Emilia, Forlì, Pavia e Acireale. Dopo le 'superfici agricole' sono le 'aree industriali, commerciali, pubbliche, militari e private' ad essere oggetto dei processi di impermeabilizzazione con il 10% dei cambiamenti sul totale, mentre a livello locale sono 29 le città che superano tale valore, tra cui Carrara e Napoli che in questa classe presentano percentuali di cambiamenti rispettivamente di 40 e 35% sul totale dei cambiamenti avvenuti nel loro territorio. Le 'aree naturali e seminaturali' contribuiscono al totale dei cambiamenti a livello complessivo con una percentuale di 6,4 laddove a livello locale sono 31 le città con i valori maggiori, di cui Palermo, Genova, Avellino e Messina con valori superiori al 30%. Per quanto riguarda invece la classe del 'tessuto urbano discontinuo', in essa si osserva a livello totale il 6,3 % di cambiamenti di consumo di suolo, mentre a livello locale sono 37 le città con valori più alti, tra cui Treviso e Trieste con percentuali del 20 e 16 rispettivamente sul totale dei cambiamenti avvenuti all'interno della loro unità amministrativa.

3.8 Unità fisiografiche del paesaggio

Per avere una visione più ampia dei cambiamenti di consumo di suolo avvenuti tra il 2016 e il 2017 all'interno delle diverse unità fisiografiche del paesaggio, ci si è riferiti al Progetto Carta della Natura[28]. Nella Tabella 18 sono riportate le percentuali di consumo di suolo rispetto alla superficie dell'unità nel 2017, il nuovo consumo di suolo avvenuto tra il 2016 e il 2017 espresso in ettari e l'incremento percentuale rispetto al 2016.

La pianura costiera e le colline moreniche, entrambe con il 19% di consumo di suolo nel 2017 rappresentano i paesaggi con il maggiore livello di artificializzazione del territorio. Seguono la pianura aperta e la pianura di fondovalle che hanno rispettivamente il 15% e il 14% di consumo di suolo e il tavolato carbonatico con il 12%. Per quanto riguarda invece la crescita del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017, i valori più alti in ettari si riscontrano nei paesaggi di bassa pianura, infatti il valore maggiore in assoluto si riscontra nella pianura aperta, dove nell'ultimo anno sono stati impermeabilizzati 2.374 ettari di suolo a cui seguono, con valori molto più bassi, la pianura di fondovalle (502 ettari) e la pianura costiera (429 ettari). Questi paesaggi sono caratterizzati a livello di copertura del suolo da territori agricoli, zone urbanizzate e strutture antropiche grandi e o diffuse. Ordinando infine i dati per incremento percentuale, indicatore che dà una stima di quanto è stato l'incremento nel 2017 rispetto al 2016, il valore più alto è presente nella conca intermontana con lo 0,45%, seguito dalle unità rappresentate da montagne porfiriche e altopiano intramontano che presentano entrambi valori di circa 0,40%, seguiti a loro volta dalla pianura golenale (0,38%) e dalla pianura aperta (0,36%). In questo caso oltre alle coperture del suolo già descritte, si uniscono quelle dei paesaggi montuosi e quindi di tipo boschiva ed erbacea e in subordine agricola e quella dei paesaggi montuosi tabulari di tipo agricola e in subordine prato e bosco.

[27] Per valore complessivo si intende il valore delle 74 FUA riportato a 100.

[28] La Carta della Natura ha una scala di 1:250.000 e individua 37 unità fisiografiche di peasaggi (http://www.isprambiente.gov.it/it/servizi-per-lambiente/sistema-carta-della-natura/carta-della-natura-alla-scala-1-250.000).

Tabella 18 - Percentuale di consumo di suolo rispetto alle unità fisiografiche del paesaggio (2017) e incremento rispetto al 2016. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA e Carta della Natura.

Unità fisiografiche dei paesaggi	% Consumo di suolo per unità	Incremento in ettari rispetto al 2016	Incremento % rispetto al 2016
Paesaggio glaciale di alta quota	0,5	5	0,09
Valle montana	3,3	80	0,26
Pianura di fondovalle	14,4	502	0,25
Montagne metamorfiche e cristalline	3,8	94	0,16
Montagne carbonatiche	3,1	98	0,13
Conca intermontana	10,0	84	0,45
Montagne terrigene	4,5	148	0,12
Paesaggio dolomitico rupestre	0,2	0	0,00
Montagne porfiriche	6,5	36	0,40
Montagne dolomitiche	3,5	15	0,06
Altopiano intramontano	3,9	14	0,40
Lago	0,8	2	0,16
Colline carbonatiche	7,0	82	0,18
Pianura aperta	15,2	2.374	0,36
Colline terrigene	6,5	255	0,14
Colline moreniche	19,0	85	0,18
Pianura golenale	8,7	83	0,38
Tavolato carbonatico	12,1	280	0,25
Lagune	3,1	2	0,05
Paesaggio collinare vulcanico con tavolati	9,1	179	0,19
Paesaggio collinare terrigeno con tavolati	7,7	194	0,19
Pianura costiera	19,1	429	0,20
Piccole isole	10,0	0	0,01
Rilievo roccioso isolato	3,9	0	0,01
Colline argillose	5,6	144	0,14
Paesaggio collinare eterogeneo	4,1	63	0,17
Rilievo costiero isolato	10,9	2	0,05
Montagne vulcaniche	3,0	0	0,02
Edificio montuoso vulcanico	6,9	4	0,07
Rilievi terrigeni con penne e spine rocciose	4,7	118	0,18
Paesaggio a colli isolati	6,7	3	0,06
Colline granitiche	3,0	16	0,12
Colline metamorfiche e cristalline	2,5	3	0,03
Montagne granitiche	1,9	0	0,00
Tavolato lavico	3,5	3	0,05
Paesaggio collinare eterogeneo con tavolati	7,8	7	0,11
Paesaggio con tavolati in aree montuose	2,2	0	0,03

3.9 Distribuzione dei cambiamenti

In Tabella 19 è riportata la distribuzione dei cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017. Nell'ultimo anno, il consumo di suolo si è concentrato nelle aree di pianura, in particolare a quota inferiore a 300 metri, dove si è registrato l'81,7% dei cambiamenti in un'area estesa per il 46,3% del territorio nazionale, e nelle aree a pendenza inferiore al 10% (84,7% dei cambiamenti in un'area che copre il 43,5% del territorio). Altre aree che hanno densità maggiore dei cambiamenti rispetto alla media nazionale (1,73 m^2/ha), ovvero hanno una percentuale dei cambiamenti sul totale maggiore rispetto alla percentuale della superficie territoriale coperta, sono le aree costiere, dove ancora i cambiamenti avanzano con una densità superiore al resto del territorio e le aree a pericolosità idraulica. La densità dei cambiamenti è, invece, inferiore nelle aree protette, nelle aree montane e ad elevata pendenza, nelle aree a pericolosità sismica e da frana.

Tabella 19 - Distribuzione dei cambiamenti dovuti al consumo di suolo tra il 2016 e il 2017. Evidenziate le aree dove la densità dei cambiamenti è maggiore della media nazionale. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

		Rapporto tra cambiamento nella classe e cambiamento totale (%)	Rapporto tra estensione della classe e la superficie nazionale (%)	Rapporto tra estensione del cambiamento nella classe e l'estensione della classe (m^2/ha)
Aree protette		1,61	10,40	0,27
Fascia a 150 m dai corpi idrici permanenti		2,00	1,83	1,89
Distanza dalla linea di costa	0-300 m	1,19	0,88	2,33
	300-1.000 m	2,70	1,51	3,09
	1.000-10.000 m	17,28	14,08	2,12
	>10.000 m	78,83	83,52	1,63
Quota s.l.m.	0-300 m	81,73	46,27	3,05
	300-600 m	9,52	22,60	0,73
	> 600 m	8,75	31,09	0,49
Pendenza	0-10 %	84,78	43,51	3,37
	>10 %	15,21	56,44	0,47
Aree a pericolosità idraulica	P1	19,40	10,93	3,07
	P2	15,13	8,42	3,11
	P3	5,55	4,11	2,33
Aree a pericolosità da frana	P1	2,30	4,63	0,86
	P2	1,81	4,58	0,68
	P3	0,91	5,39	0,29
	P4	0,46	3,03	0,26
	AA	0,64	2,24	0,49
Aree a pericolosità sismica	Alta	32,45	34,74	1,61
	Molto alta	3,18	6,14	0,90

4. Le dinamiche territoriali delle principali aree urbane italiane ed europee

I. Marinosci, L. Congedo, M. Munafò

In questo capitolo vengono analizzati i flussi dei cambiamenti di *land cover* elaborati secondo la metodologia *Land and Ecosystem Accounting* (LEAC)[29] proposta dall'Agenzia Europea dell'Ambiente relativamente al periodo 2006-2012. I dati utilizzati sono quelli di *Urban Atlas* relativi alle *Functional Urban Areas* (FUA) delle capitali europee e delle maggiori città italiane, che fanno riferimento ad aree urbane che superano i limiti amministrativi. Il concetto di FUA nasce infatti dalla necessità a livello non solo europeo ma anche mondiale, di disporre di una definizione comune di area metropolitana al fine di poter armonizzare e comparare le diverse analisi dal punto di vista economico, sociale e ambientale[30]. Le FUA sono a loro volta classificate nelle tre categorie: regionali/locali; nazionali/transnazionali; MEGA (*Metropolitan European Growth Area*) e derivano da indicatori di popolazione, trasporti, turismo, industria, conoscenza e *decision making*. In Italia le FUA coincidono con i Sistemi Locali del Lavoro (SLL). La legenda di *Urban Atlas* classifica le cinque classi principali: superfici artificiali, superfici agricole, superfici boscate e semi-naturali, zone umide e acque.
Sono stati presi in considerazione i tre principali macroflussi relativi alle aree urbane (LCF1, LCF2, LCF3), alle aree agricole (LCF5 e LCF6) e alle aree forestali (LCF7) e all'interno di questi sono stati analizzati i maggiori cambiamenti. Per quanto riguarda le trasformazioni all'interno delle aree urbane, il macroflusso LFC1, relativo alla gestione del suolo urbano e alle sue trasformazioni interne e comprendente i flussi LFC11, LFC12 e LFC13 è stato riclassificato in 'densificazione e riuso di territorio urbano' (LFC11+LFC12) e 'sviluppo di nuove aree verdi in ambito urbano' (LCF13). I macroflussi LCF2 e LCF3, relativi invece allo espansione urbana e da infrastrutture, sono stati riclassificati in

[29] *Land accounts for Europe 1990-2000*, EEA Report, No 11/2006
[30] OECD, https://www.oecd.org/cfe/regional-policy/Definition-of-Functional-Urban-Areas-for-the-OECD-metropolitan-database.pdf

‘espansione urbana di tipo denso’ (LCF21), ‘espansione urbana di tipo diffuso’ (LCF22), ‘espansione urbana dovuta ad aree industriali e commerciali’ (LCF31), ‘espansione di principali reti di trasporto extra-urbane’ (LCF32), ‘espansione aree portuali’ (LCF33), ‘espansione aree aeroportuali’ (LCF34), ‘espansione di attività estrattive e discariche’ (LCF35+LCF36), ‘espansione aree in costruzione’ (LCF37) e ‘espansione di parchi sportivi e di divertimento’ (LCF38). Si segnala che le infrastrutture minori all’interno delle aree urbane sono contenute nelle classi di espansione urbana. Per quanto riguarda invece gli altri tre macroflussi, non sono stati analizzati i cambiamenti al secondo livello per via della mancanza di dettaglio tematico nei dati Urban Atlas relativi al 2006, quindi per le aree agricole, il macroflusso LCF5 è stato riclassificato come ‘espansione di aree agricole’ e l’LCF6 come ‘abbandono aree agricole’, mentre per le aree forestali l’LCF7 stato riclassificato come ‘creazione di nuove aree boscate’. Confrontando i contributi di ogni flusso rispetto al totale su tutte le città (FUA), si osserva (Figura 21) che a livello nazionale, sulle 31 aree considerate per l’Italia, prevale il processo dell’abbandono agricolo con oltre l’80%, processo che porta a caratterizzare un paesaggio di tipo naturale o seminaturale o comunque un paesaggio di transizione (Genova, Palermo, Potenza e Sassari hanno valori intorno al 90%). Il valore nazionale è in linea con il valore europeo (Figura 22), con Atene e Dublino che raggiungono quasi il 100% e Valletta, Madrid e Lisbona con valori intorno al 90%. Cremona risulta invece la città italiana in cui il passaggio da aree naturali o seminaturali ad aree boscate è più evidente (quasi il 10%), ma nettamente inferiore a Sofia (circa il 35%).
A livello europeo, per quanto riguarda i diversi fenomeni di urbanizzazione, Bruxelles ha i valori più alti di espansione urbana dovuta ad aree industriali e commerciali, seguita da Bucarest e Parigi. Parigi è anche la capitale dove sono stati più intensi i processi di densificazione e riuso del territorio urbano (circa il 30%). Roma, se confrontata con le altre capitali, presenta valori di espansione urbana che sono circa il doppio, in termini percentuali, della media europea, anche se inferiori ad altre capitali quali Bruxelles, Parigi e Varsavia.
La Figura 23 riporta i dati relativi solo ai principali processi di urbanizzazione per le città italiane. Ancona, Trieste e Modena sono in ordine, le città con il valore più alto per quanto riguarda i processi di densificazione e riuso del territorio urbano. Sassari e Padova sono caratterizzate invece da maggiori processi di urbanizzazione diffusa, mentre Salerno e Foggia sono le città dove sono avvenuti i maggiori processi di trasformazione del territorio dovuti ad aree industriali e commerciali.

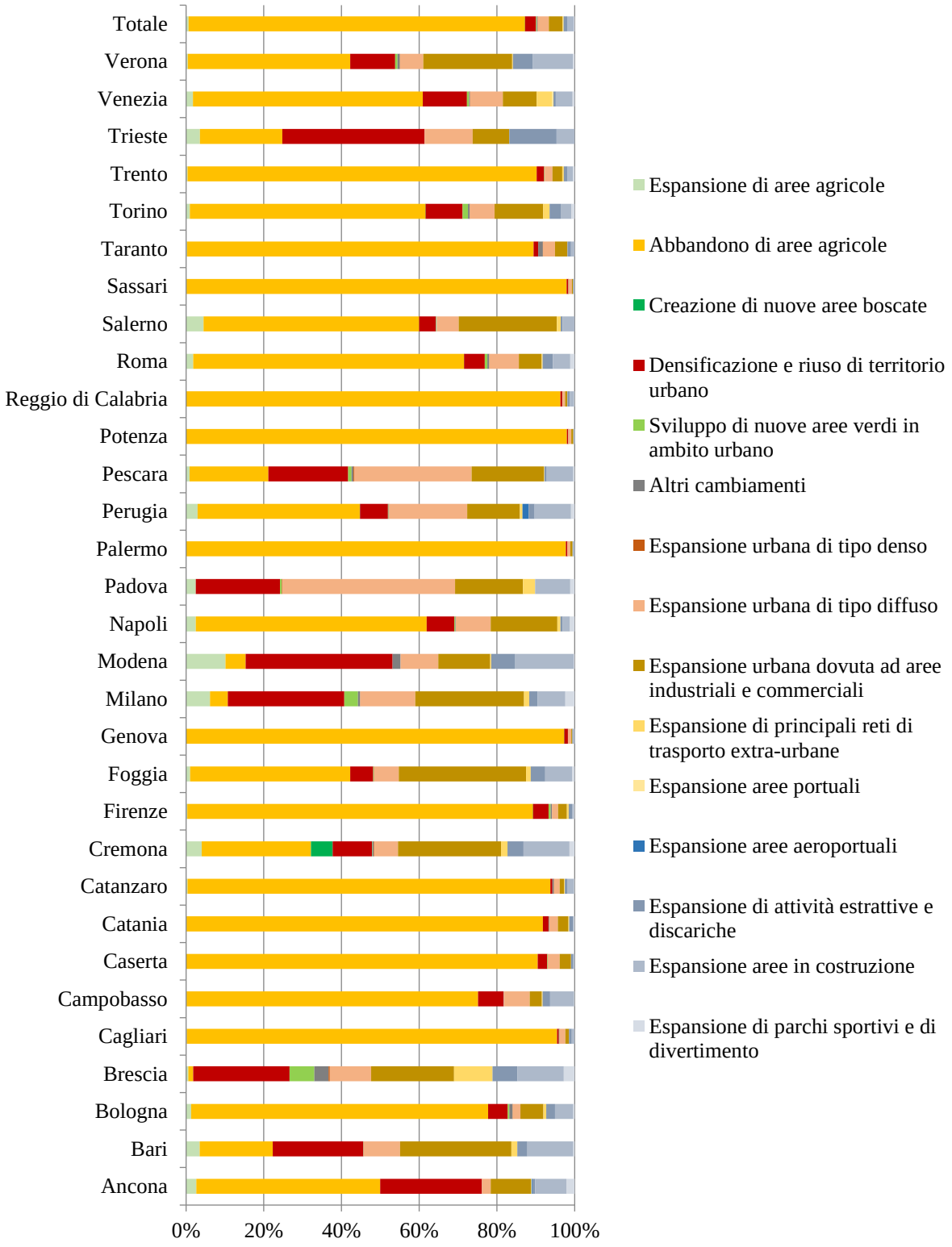


Figura 21 - Dinamiche territoriali dell'uso del suolo nelle principali città italiane (elaborazione ISPRA su dati *Copernicus Urban Atlas* 2006-2012).

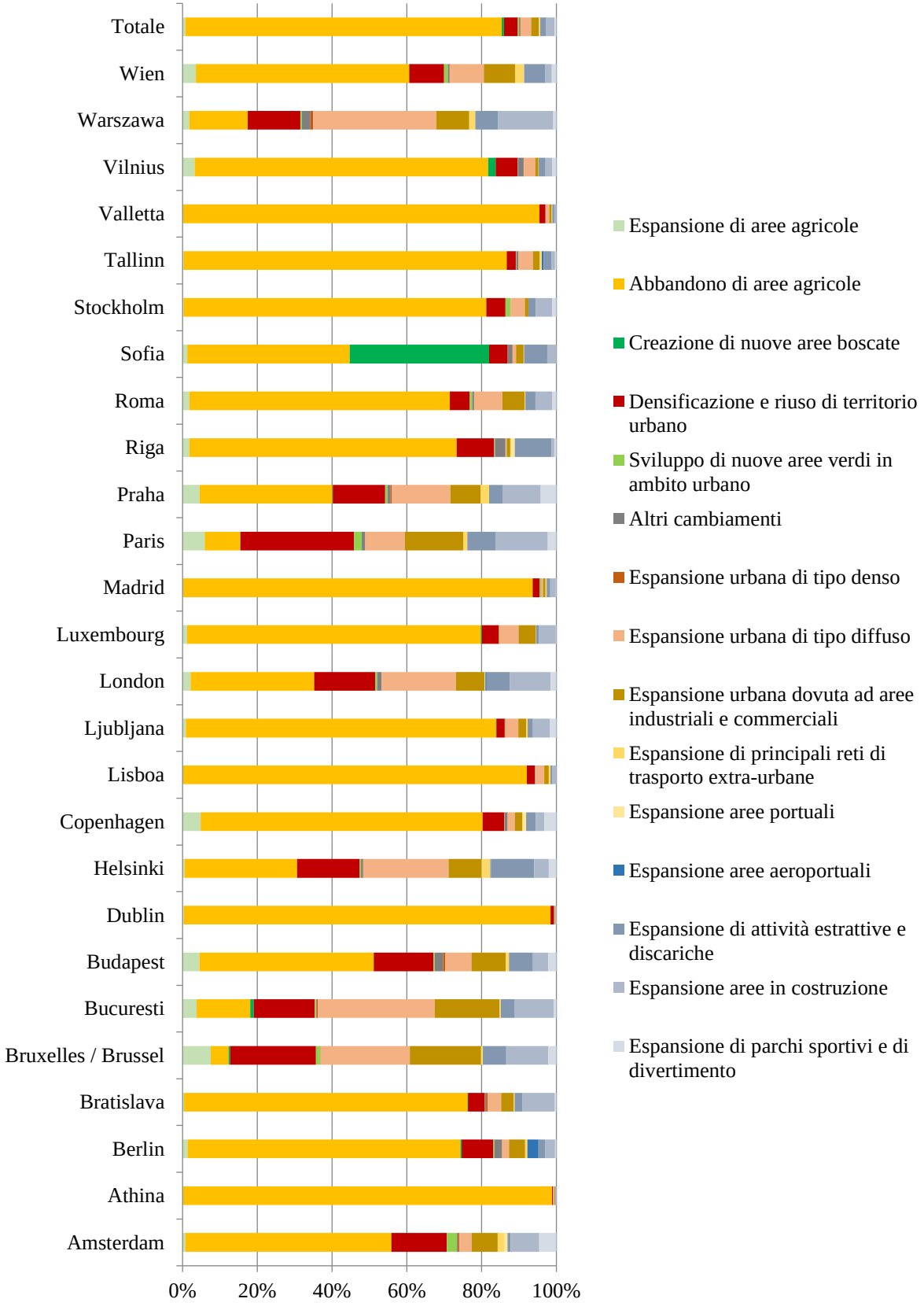


Figura 22 - Dinamiche territoriali dell'uso del suolo nelle capitali europee (elaborazione ISPRA su dati *Copernicus Urban Atlas* 2006-2012).

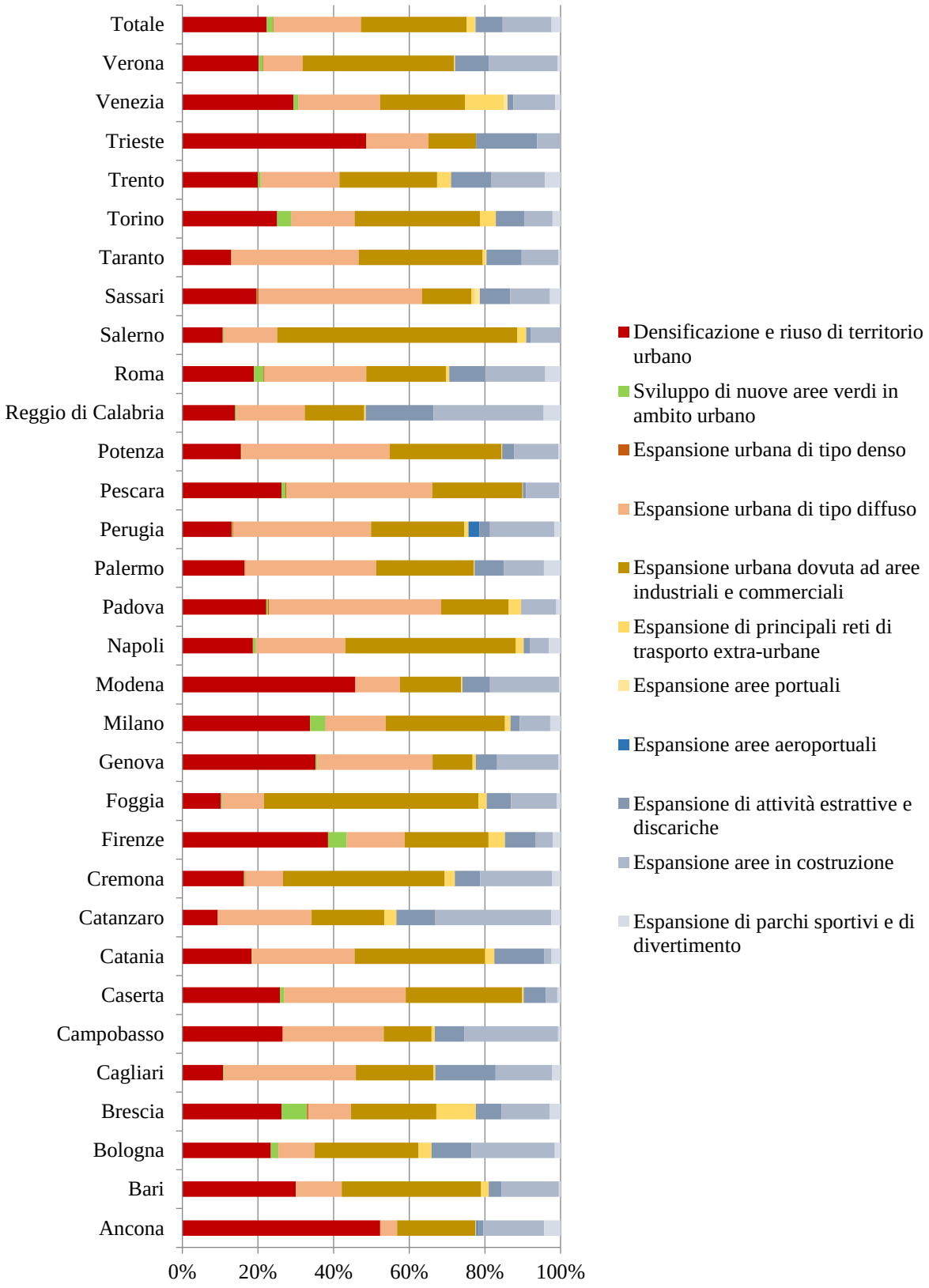


Figura 23 - Dinamiche territoriali dell'uso del suolo in ambito urbano nelle principali città italiane (elaborazione ISPRA su dati *Copernicus Urban Atlas* 2006-2012).

5. L'impatto del consumo di suolo

5.1 L'area di impatto potenziale

L. Congedo, A. Cavalli, C. Ciocci, I. Marinosci, G. Milano, A. Strollo, M. Munafò

L'effetto del consumo di suolo non riguarda soltanto le superfici direttamente interessate dalla copertura artificiale ma anche le aree ad esse limitrofe. Occorre considerare, infatti, non solo gli effetti diretti che il consumo di suolo ha sugli ecosistemi, ma anche quelli indiretti, che influiscono su alcuni servizi ecosistemici importanti, come la regolazione climatica o idrologica. Al fine di avere una visione più complessiva sugli effetti del consumo di suolo, è stata osservata un'area considerando un buffer di 60-100 e 200 m dalla superficie coperta artificialmente, senza l'applicazione di gerarchie tra i comparti ambientali coinvolti. Con il buffer pari a 60 m, la percentuale di superficie indirettamente interessata dal consumo è risultata essere pari a 42,1%, raggiungendo il 55,8% (a 100 m) e il 75,3% (a 200 m) della superficie nazionale: per le precedenti ipotesi, dunque, questi dati rappresentano la portata del disturbo del consumo di suolo. In altri termini, oltre la metà del territorio nazionale ha una copertura artificiale entro 100 metri di distanza, mentre i tre quarti della superficie ricadono entro 200 metri da suolo consumato.
L'analisi a livello regionale mostra che l'area di impatto a 100 metri, in percentuale, sfiora in Puglia, Emilia Romagna, e Campania il 70%. L'area di impatto a 200 metri arriva quasi al 90% dell'intero territorio regionale in Puglia, Emilia Romagna e Marche (Tabella 20).

Tabella 20 - Percentuale di superficie del territorio impattata direttamente o indirettamente (a distanza di 60, 100 e 200 metri) dal consumo di suolo a livello regionale al 2017. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	Superficie impattata dal consumo di suolo [%] nel 2016		
	60m	100m	200m
Piemonte	36,2	49,6	69,6
Valle D'Aosta	19,1	25,5	36,8
Lombardia	49,2	62,0	78,6
Trentino-Alto Adige	31,9	42,0	56,4
Veneto	49,7	62,4	78,4
Friuli Venezia Giulia	42,2	54,1	69,7
Liguria	45,5	58,4	77,5
Emilia-Romagna	50,6	66,7	87,4
Toscana	43,6	58,4	80,5
Umbria	38,9	53,3	75,8
Marche	44,7	61,1	83,9
Lazio	44,7	57,5	75,6
Abruzzo	32,7	44,2	62,3
Molise	35,4	49,4	71,8
Campania	50,9	65,1	82,8
Puglia	52,9	69,1	87,7
Basilicata	30,6	43,4	65,3
Calabria	33,9	46,6	66,9
Sicilia	45,8	61,7	83,4
Sardegna	30,6	43,6	65,9
Italia	**42,1**	**55,8**	**75,3**

5.2 La frammentazione del territorio

S. Pranzo, I. Marinosci, M. Munafò

La frammentazione del territorio è il processo di trasformazione di *patch*[31] di territorio di grandi dimensioni in parti di territorio di minor estensione e più isolate. Questo processo è principalmente il risultato dei fenomeni di espansione urbana che si attuano secondo forme più o meno sostenibili e dello sviluppo della rete infrastrutturale volta a migliorare il collegamento delle aree urbanizzate mediante

[31] Aree non consumate prive di elementi artificiali significativi che le frammentano interrompendone la continuità.

opere lineari, generando in tal modo effetti di riduzione della continuità di ecosistemi, habitat e unità di paesaggio.
La riduzione della connettività ecologica derivante dall'incremento della frammentazione si traduce nella riduzione della resilienza e capacità degli habitat di fornire determinati servizi ecosistemici, oltre a influenzare negativamente l'accesso alle risorse da parte della fauna, incrementandone l'isolamento e quindi la vulnerabilità.
Gli effetti negativi della frammentazione si riflettono indirettamente anche sulle attività umane e sulla qualità della vita (riduzione della qualità del paesaggio).
Secondo il 7° PAA Programma generale di azione dell'Unione in materia di ambiente, la limitazione della frammentazione del territorio costituisce uno degli elementi chiave per proteggere, conservare e migliorare il capitale naturale dell'UE.
La Strategia nazionale per lo Sviluppo Sostenibile richiama tra gli obiettivi strategici "garantire il ripristino e la deframmentazione degli ecosistemi e favorire le connessioni ecologiche urbano/rurali" (area pianeta Ob. III.4).
La misura del grado di frammentazione è basata sulla metodologia di calcolo dell'*effective mesh-size - meff* (Jaeger, 2000), indice correlato alla probabilità che due punti scelti a caso in una determinata area siano localizzati nella stessa particella territoriale (misura della capacità di movimento sul territorio).
L'*Effective mesh-size* può essere interpretato come la superficie di territorio accessibile (senza incontrare barriere fisiche) a partire da un qualsiasi punto interno all'unità di studio "*reporting unit*" (cella di 1 km^2).
Al fine di evitare che i limiti della *reporting unit* costituiscano anch'essi barriere fisiche aggiuntive è stata applicata una modifica[32] alla metodologia di calcolo di *effective mesh-size (cross-boundary connections CBC procedure*) in base alla quale viene garantita la continuità di territorio oltre i limiti della *reporting unit*. Pertanto il valore di *effective mesh size* potrà essere maggiore dell'area della reporting unit (1 km^2) raggiungendo al massimo la superficie della *patch* più estesa che interseca la *reporting unit*.
L'indice *Effective mesh-density* (S_{eff})[33] rende la misura della frammentazione territoriale più intuitiva. Esso rappresenta la densità delle *patch* territoriali (*mesh*) ossia il numero di *mesh* per 1.000 km^2. Tale indice pertanto misura l'ostacolo al movimento a partire da un punto interno alla *reporting unit* dovuto alla presenza sul territorio di barriere cosiddette "elementi frammentanti". Maggiore è *Effective mesh-density*, più il territorio risulta frammentato.
La scelta degli elementi frammentanti più appropriati è guidata dalle finalità e dagli obiettivi dell'analisi. L'*effective mesh-density* è stato calcolato a livello nazionale rispetto ad una griglia regolare di maglie pari a 1 km^2 (*reporting unit*) considerando come elementi frammentanti la copertura artificiale del suolo ottenuta dalla carta nazionale del consumo di suolo 2017, opportunamente integrata con le informazioni vettoriali di *OpenStreetMap* al fine di migliorare l'identificazione delle infrastrutture lineari (strade e ferrovie).
Per la valutazione del livello di frammentazione tramite "*effective mesh-density" (S_{eff})* sono state individuate le seguenti 5 classi di frammentazione in linea con l'indicatore implementato dall'Agenzia Europea per l'Ambiente "*Landscape fragmentation indicator effective mesh density (Seff)"*:

Seff (n° meshes per 1.000 km^2)	**classe di frammentazione**
(0 – 1,5]	molto bassa
(1,5 – 10]	bassa
(10 – 50]	media
(50 – 250]	elevata
> 250	molto elevata

La rappresentazione dell'indice *effective mesh density* a livello nazionale (Figura 24) mostra che la aree classificate a frammentazione molto bassa sono localizzate quasi esclusivamente nell'arco alpino. Le zone appenniniche risultano al massimo classificate a bassa frammentazione.

[32] Moser, B., Jaeger, J.A.G., Tasser, E., Eiselt, B., Tappeiner, U. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. Landscape Ecology 22,pp 447–459.
[33] "Landscape fragmentation indicator effective mesh density (Seff)" provided by European Environment Agency (EEA)".

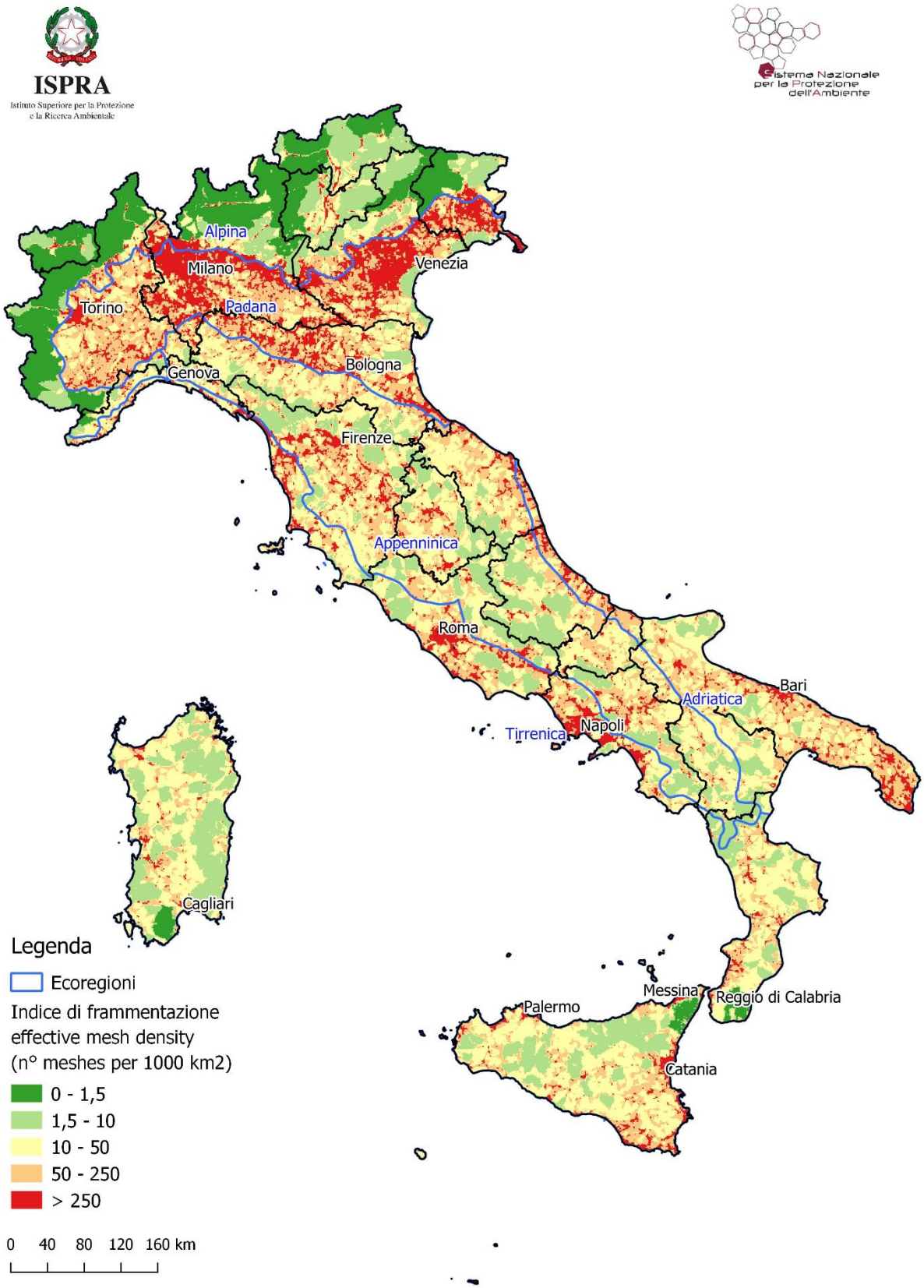


Figura 24 - Indice di frammentazione (*effective mesh density*) su griglia regolare a 1 km nel 2017. Valori più bassi dell'indice identificano livelli di frammentazione minori. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Circa il 38% del territorio nazionale è classificato in zone ad elevata e molto elevata frammentazione. Un terzo del territorio nazionale è coperto dalla sola classe media densità. Tale dato è frutto dell'elevata eterogeneità che caratterizza il territorio italiano. Esempio ne sono alcune regioni che presentano % elevate del loro territorio appartenente simultaneamente alla classe molto bassa e molto elevata di frammentazione (quasi il 50% in Friuli Venezia Giulia) poiché il proprio territorio ricade sia nell'area alpina che in quella padana.
Come prevedibile alti valori di frammentazione riguardano le zone antropizzate; le regioni, infatti, con maggior territorio classificato a frammentazione molto elevata risultano essere quelle dell'area padana (Tabella 21). Il Centro e buona parte del Sud Italia sono ormai privi di aree a frammentazione molto bassa.

Tabella 21 - Territorio (%) coperto da ciascuna classe di frammentazione. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

Regione	molto bassa	bassa	media	elevata	molto elevata
Piemonte	33,66	7,35	17,67	31,47	9,86
Valle D'Aosta	67,86	26,01	2,08	2,39	1,66
Lombardia	25,27	7,83	14,47	23,43	28,99
Trentino Alto-Adige	34,79	43,32	14,01	5,10	2,79
Veneto	7,06	20,04	15,64	27,95	29,31
Friuli Venezia Giulia	24,08	19,39	12,14	19,48	24,92
Liguria	3,38	11,36	46,81	26,47	11,97
Emilia Romagna	0,00	9,50	37,80	36,57	16,13
Toscana	0,00	18,36	39,65	30,03	11,95
Umbria	0,00	23,21	45,71	24,80	6,29
Marche	0,00	12,47	41,83	35,93	9,77
Lazio	0,00	26,62	34,03	27,69	11,66
Abruzzo	0,00	34,97	29,87	26,48	8,68
Molise	0,00	10,70	50,05	35,26	3,99
Campania	0,00	18,98	35,00	30,00	16,02
Puglia	0,00	7,55	40,70	40,23	11,52
Basilicata	0,00	23,84	57,28	17,18	1,70
Calabria	4,51	23,13	45,16	22,48	4,72
Sicilia	2,40	23,85	42,53	23,13	8,09
Sardegna	2,62	39,48	40,32	14,53	3,05
Italia	**8,91**	**19,97**	**32,78**	**26,10**	**12,24**

La stretta corrispondenza tra frammentazione e urbanizzazione emerge chiaramente dall'analisi della frammentazione rispetto ai diversi gradi di densità di copertura artificiale (Figura 25). Si evidenzia, in particolare, come meno del 10% del territorio agricolo/naturale presenti un grado di frammentazione molto basso, percentuale che si riduce a circa il 2% nelle aree a media/bassa densità.

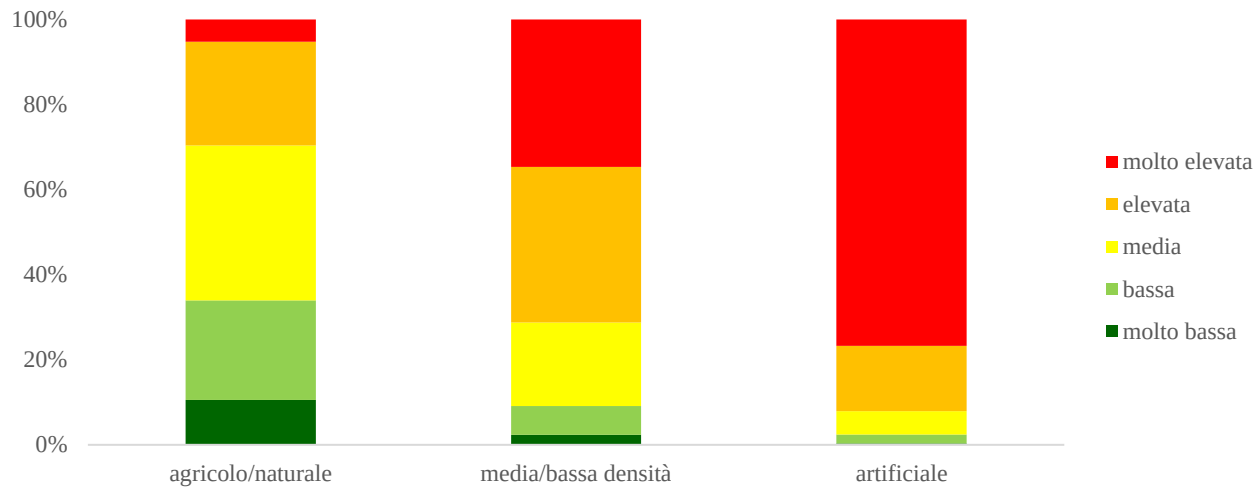


Figura 25 - Classe di frammentazione per densità di copertura artificiale. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

La pressione esercitata dalla frammentazione sugli ecosistemi è stata trattata attraverso l'analisi della copertura percentuale delle ecoregioni[34] di ciascuna classe di frammentazione (Figura 26). Tale analisi conferma, quanto analizzato in precedenza, secondo cui le regioni biogeografiche Alpina (46% frammentazione molto bassa) e Padana (34% frammentazione molto elevata) registrano i valori più estremi di frammentazione; delle restanti regioni biogeografiche quelle costiere presentano valori di frammentazione più elevati.

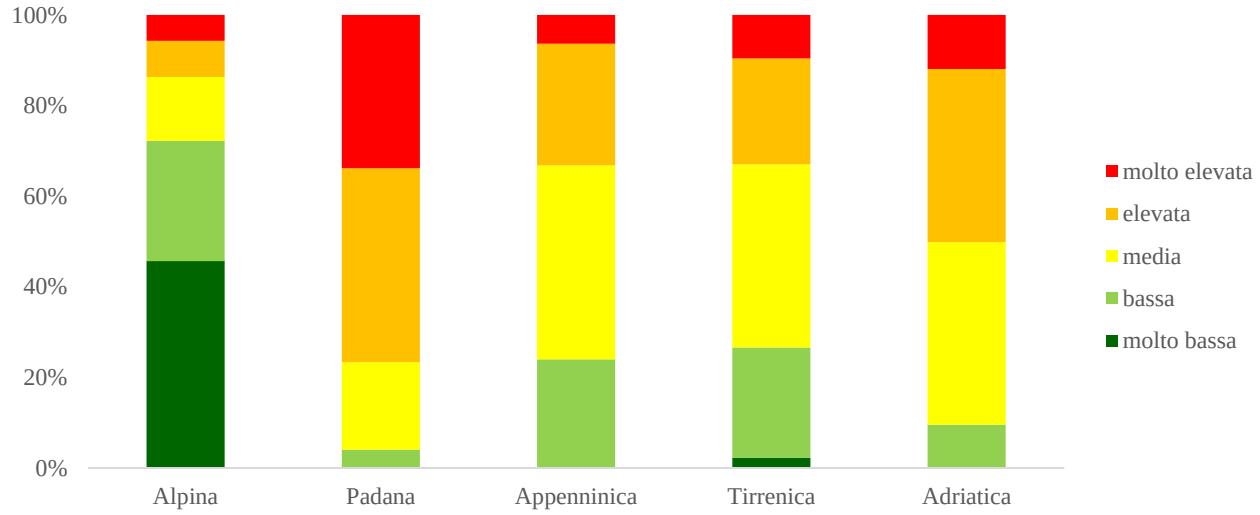


Figura 26 - Classe di frammentazione per ecoregione. Fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA.

5.3 La perdita di servizi ecosistemici[35]

A. Strollo, F. Assennato, G. Braca, A. Cavalli, P. De Fioravante, M. Di Leginio, M. Marchetti, L. Sallustio, M. Soraci, M. Munafò

L'azione 5 della strategia dell'Unione Europea sulla Biodiversità fino al 2020 invita gli Stati Membri a mappare e valutare lo stato degli ecosistemi e dei loro servizi nel loro territorio nazionale. I risultati di questa mappatura e valutazione dovrebbero supportare il mantenimento e il ripristino degli ecosistemi e

[34] Le ecoregioni sono zone ecologicamente omogenee con simili potenzialità per clima, fisiografia, oceanografia, idrografia, vegetazione e fauna. La classificazione nazionale è organizzata in 4 livelli: divisioni, province, sezioni e sottosezioni. Nella presente analisi è stato considerato il livello nazionale delle province delimitato secondo sistemi orografici e decritto tramite le fisionomie vegetazionali dominanti, diffuse e distintive.(cfr. "Le Ecoregioni d'Italia, 2010" – Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare).

[35] Le elaborazioni riportate in questa Parte del Rapporto si avvalgono dei risultati del progetto *Soil Administration Models 4 Community Profit* (SAM4CP), finanziato dal programma europeo LIFE+2013.

dei loro servizi. In linea con questo obiettivo l'ISPRA, insieme al Sistema Nazionale di Protezione dell'Ambiente (SNPA), ha avviato nel 2016 un'attività sperimentale di valutazione di una serie di servizi ecosistemici a livello nazionale.
Per l'edizione del Rapporto sul consumo di suolo di quest'anno è stato fatto un lavoro di riorganizzazione dell'impostazione dell'indagine che ha interessato diversi servizi ecosistemici finora analizzati, in particolare per approfondire e specializzare le metodologie di valutazione, laddove necessario, e per verificare la possibilità di inserire la valutazione di altri servizi finora non considerati[36].
La valutazione biofisica ed economica dei servizi ecosistemici è stata eseguita attraverso differenti metodologie e modelli. Sono stati utilizzati software GIS per l'analisi e la spazializzazione di dati, alcuni modelli del software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) e altre metodologie derivate da specifiche fonti bibliografiche.
L'analisi è stata svolta utilizzando come principali basi cartografiche la carta di copertura e uso del suolo prodotta da ISPRA sulla base di dati *Copernicus* relativi al 2012 e la carta nazionale sul consumo di suolo del 2012 e del 2017. In continuità con le precedenti edizioni, questa valutazione è quindi dedicata a evidenziare solo l'impatto dei cambiamenti di copertura del suolo da naturale, semi-naturale e agricolo ad artificiale, poiché la metodologia applicata per la costruzione della carta non permette di valutare le variazioni dei servizi ecosistemici determinate dalle trasformazioni avvenute tra le altre tipologie di copertura come, ad esempio, da agricolo a forestale o da agricolo intensivo ad agricolo estensivo.
I servizi ecosistemici analizzati in questo Rapporto sono undici: stoccaggio e sequestro di carbonio, qualità degli habitat, produzione agricola, produzione di legname, impollinazione, regolazione del microclima, rimozione di particolato e ozono, protezione dall'erosione, regolazione del regime idrologico, disponibilità di acqua, purificazione dell'acqua.
Al fine di rappresentare in modo corretto ed efficace le condizioni di questi servizi, ed includere alcuni aspetti di sostenibilità che la valutazione del solo flusso non riesce a cogliere, nell'edizione di quest'anno viene rappresentata, quando disponibile, sia la dimensione dello *stock* del capitale naturale perso a causa del consumo di suolo, sia l'entità del flusso di servizio annuo che il suolo non sarà più in grado di assicurare. In particolare sono forniti valori di *stock* per i servizi di produzione agricola e di legname e per il sequestro di carbonio.
Nella Tabella 22 sono riportati i valori massimo e minimo del flusso di servizi calcolati per gli undici servizi ecosistemici considerati. Nella Tabella 23 sono riportati i valori di *stock* di risorsa naturale dalla quale provengono alcuni servizi, ovvero la parte del capitale naturale la cui perdita è prodotta dal consumo di suolo nel periodo considerato.
È doveroso ripetere che le stime economiche ottenute non considerano la totalità dei servizi ecosistemici, ma solo una loro parte. I "costi nascosti" (Commissione Europea, 2013) del consumo di suolo, quindi, potrebbero essere ben maggiori rispetto ai valori riportati.

Tabella 22 - Valori del flusso di servizi ecosistemici persi a causa del consumo di suolo registrato tra il 2012 e il 2017 in Italia. Fonte: elaborazioni ISPRA.

	Valore minimo [€/anno]	Valore massimo [€/anno]
Stoccaggio e sequestro di carbonio	102.056	538.898
Qualità degli habitat	11.615.539	11.615.539
Produzione agricola	61.796.023	61.796.023
Produzione di legname	26.945.760	26.945.760
Impollinazione	4.109.804	5.487.373
Regolazione del microclima	2.251.732	9.006.928
Rimozione particolato e ozono	950.980	2.938.569
Protezione dall'erosione	10.521.848	112.385.949
Disponibilità di acqua	1.977.636	47.463.254
Regolazione del regime idrologico	1.535.630.715	1.789.521.660
Purificazione dell'acqua dai contaminanti	226.033	60.297.780
Totale	**1.656.128.126**	**2.127.997.732**

[36] La metodologia di analisi, definita anche grazie al fondamentale contributo degli autori citati a pag. IV, è riportata nell'allegato: "Mappatura e valutazione dell'impatto del consumo di suolo sui servizi ecosistemici: proposte metodologiche adottate", disponibile in versione digitale sul sito www.isprambiente.gov.it

Tabella 23 - Valore del capitale naturale perso a causa del consumo di suolo registrato tra il 2012 e il 2017 in Italia. Fonte: elaborazioni ISPRA.

	Valore minimo [€]	Valore massimo [€]
Stoccaggio e sequestro di carbonio	35.549.433	187.716.460
Produzione agricola	857.063.550	857.063.550
Produzione di legname	21.847.012	21.847.012
Totale	**914.459.995**	**1.066.627.022**

L'analisi del flusso di servizi ecosistemici indica che l'impatto economico del consumo di suolo in Italia produce perdite annuali molto elevate, tra le quali il valore più significativo è associato al servizio di regolazione del regime idrologico. Il valore economico complessivo di questo servizio discende dal rilevante valore biofisico, ovvero l'aumento del deflusso superficiale prodotto dal consumo di suolo che è significativo (l'incremento del ruscellamento è stimato in oltre 200 milioni di m^3/anno), ma anche da un significativo costo associato alla realizzazione di opere di mitigazione del rischio idraulico di un certo rilievo (fognature, opere di drenaggio, sistemazioni idrauliche, bacini di laminazione, etc.).
La stima dei costi totali della perdita di servizi ecosistemici varia da un minimo di 1,66 a un massimo di 2,13 miliardi di euro, persi ogni anno a causa dell'aumento di suolo consumato avvenuto tra il 2012 e il 2017.
Il valore perso di *stock*, valutato qui rispetto ad alcune delle funzioni che producono i servizi ecosistemici considerati, varia tra i 914,5 milioni e poco più di un miliardo di euro, ovvero ad un valore compreso tra i 36.066 e i 42.068 euro per ogni ettaro di suolo consumato nei cinque anni di riferimento. La perdita di *stock* più elevata è quella della produzione agricola che rappresenta circa l'80% del totale. Questa analisi conferma come il consumo di suolo avviene a discapito delle principali funzioni e risorse ovvero della produzione di beni e materie prime (che, in questo caso, assolvono bisogni primari come acqua e cibo), regolazione dei cicli naturali (in particolare quello idrologico) e assorbimento degli scarti della produzione umana (in questo caso la CO_2 derivante dai processi produttivi).
Al di là dei numeri, comunque significativi, è utile mettere in evidenza alcune questioni rilevanti. Come anticipato sopra, i valori enunciati rappresentano una sottostima del reale flusso di servizi che i processi ecologici forniscono per il benessere umano e sarà quindi necessario sia completare la gamma di servizi stimati, sia continuare ad affinare le metodologie di stima. Rispetto alla quantificazione economica dei servizi persi, va chiarito che questa – e quindi l'assegnazione di prezzi – non è un modo per costruire le basi per un mercato di compravendita dei servizi ecosistemici, ma al contrario vuole essere uno strumento per mettere in evidenza il valore perlopiù nascosto di ciò che si perde. Consapevoli che è sempre alto il rischio che, per quanto elevata sia la cifra, ci possa essere chi è disposto a pagarla a scapito delle future generazioni, si deve porre attenzione a che i valori dei flussi dei servizi non diventino, tramite scambi e compensazioni, gli strumenti per creare un mercato per risorse non rinnovabili o rinnovabili solo nel lungo periodo. Per questo le valutazioni economiche, affinché possano essere utili per comprendere meglio il problema, devono venire a valle delle considerazioni sui vincoli e le priorità della conservazione e all'interno di un quadro di riferimento che delinei ed evidenzi i limiti della quantificazione economica.

Commissione Europea (2013), Superfici impermeabili, costi nascosti. Alla ricerca di alternative all'occupazione e all'impermeabilizzazione dei suoli. Lussemburgo.

5.4 La sfida dei servizi ecosistemici alla cultura della monetizzazione e della compensazione

P. Pileri, F. Assennato, C. Calzolari, P. Giandon, M. Marchetti, D. Marino, E. Morri, D. Pettenella, L. Sallustio, L. Salvati, R. Santolini, F. Terribile, F. Ungaro, I. Vinci, M. Munafò

La lezione rivoluzionaria del concetto di servizio ecosistemico, a volerla cogliere attentamente, sta nel mostrarci quanto potente è ogni singola risorsa in natura e quanto è vitale per l'uomo e l'ambiente. Ogni risorsa fa cose impensabili ai più e sempre senza chiedere nulla in cambio all'uomo. Studiosi e ricercatori di ogni disciplina hanno elencato e classificato i servizi e i benefici, producendo un lungo e approfondito elenco. Davanti a tale vastità e al fatto che tutto è legato con tutto, all'uomo è chiesto di rivedere il suo approccio alla natura. Ma questa è la teoria e, come ogni buona teoria, si affida alla buona volontà del destinatario. Anche in questo caso non possiamo nascondere che il concetto è tanto

rivoluzionario quanto a rischio di essere travisato da banali interpretazioni e astute minimizzazioni. In questa sede vogliamo porre l'attenzione su due questioni principali che prendono il nome di *monetizzazione* e di *compensazione*. Le preoccupazioni legate a questi due fronti sono qui brevemente richiamate. A queste va aggiunto sempre l'impatto negativo che ogni banalizzazione dei concetti scientifici ha sulla opinione pubblica, sulla cultura politica e amministrativa. Di questo non diremo ma si tratta ovviamente di aspetti che dovrebbero destare molte preoccupazioni.

1. **Monetizzazione**. Dalla fine degli anni '90 con gli articoli di Robert Costanza, si è aperto il fronte della 'monetizzazione' dei servizi resi dalla natura. Se questo sforzo di traduzione in moneta ha in sé delle buone ragioni come ad esempio mostrarci il valore di una risorsa con un codice a tutti noi noto, il valore monetario, dall'altro rischia di alimentare un perverso e incancellabile retro-pensiero secondo il quale, in fondo, ogni risorsa è una merce con tanto di prezzo e, quindi, con un possibile mercato di scambio. Insomma, se si fissa un equivalente monetario bisogna poi fare i conti con il fatto che ci potrebbe essere qualche operatore economico con la disponibilità finanziaria e l'interesse ad acquistare il diritto a 'risarcire' l'umanità a fronte della distruzione di una risorsa utile per tutti. Può essere un'opzione remota, ma potrebbe invece essere più prossima e comune di quanto crediamo non sia. Il principio di precauzione e di prevenzione degli impatti ci porta a ricordare con forza che occorre fare ogni sforzo perché un approccio commerciale non si impossessi delle risorse naturali e non governi l'offerta di servizi ecosistemici. Qui non si tratta di scendere a compromessi, ma di salire verso principi non derogabili, stimolando le forze economiche a elaborare capacità per produrre senza impattare, anziché stimolare scorciatoie pericolose. Va ricordato e affermato a gran voce, pertanto, che l'impiego da parte di tutto il mondo tecnico-scientifico e, più recentemente, anche dei decisori politici del concetto di servizio ecosistemico ci spiega che è ora di mandare in soffitta per sempre l'antico adagio di una certa economia secondo la quale "tutto ha il proprio prezzo" e quindi tutto può essere messo sul mercato. Questo approccio semplicemente non ha senso nel campo di molti beni ambientali, e in generale dei beni pubblici. Se una risorsa non rinnovabile viene consumata, a poco serve la consolazione di una contropartita monetaria, che peraltro esaurisce il suo beneficio nel breve termine, la quale mai e poi mai potrà restituire la risorsa e i suoi benefici. Bisogna che la comunità scientifica non perda occasione per ribadire che la monetizzazione dei servizi ecosistemici – pur nella sua grande utilità - non annulla i limiti all'uso delle risorse non rinnovabili, né apre a una loro possibile commercializzazione, né può superare o ignorare l'impegno culturale che una parte importante della società sta facendo per rendere tutti più consapevoli delle minacce a cui sono ancora sottoposte tali risorse. La monetizzazione, perciò, è funzionale solo e soltanto a rendere ancor più evidente, tangibile e chiaro il valore delle risorse stesse, anche per far comprendere quanto i loro servizi e benefici siano in diversi casi *impagabili* e necessariamente, da tutelare.

2. **Compensazione**. L'innalzamento dell'attenzione generale verso la natura ha prodotto un aumento delle attenzioni progettuali (anche se ancora lontano dagli obiettivi minimi auspicati da più parti) che spesso, ma non sempre, ha nella valutazione ambientale un momento di confronto cruciale. Le valutazioni ambientali hanno lo scopo di verificare anticipatamente gli impatti possibili delle trasformazioni e, in casi estremi, di fermare alcune trasformazioni. Sappiamo che non sempre una valutazione critica degli impatti ambientali blocca progetti di investimento. Anziché fermare trasformazioni che hanno impattato notevolmente, ci si è spesso adoperati, sicuramente in Italia, per ri-decidere cosa andava valutato e cosa no, per cercare di evitare le procedure valutative accampando possibili esclusioni e, quando tutto ciò non era possibile, a trasferire sulle azioni di riduzione, mitigazione e compensazione la partita degli impatti. Se riduzione e mitigazione si rivolgono direttamente all'opera che trasforma il territorio, la compensazione è un'azione che implica la restituzione 'altrove' dei valori ambientali distrutti senza quindi tradursi in una modifica degli impatti del progetto trasformativo. In questo senso la compensazione è fortemente connessa con la monetizzazione. Anzi, purtroppo e troppo spesso, la compensazione si è sostanziata proprio in una corresponsione monetaria all'ente sul cui territorio ricadeva l'opera, anche quando gli impatti riguardavano risorse non rinnovabili e servizi ecosistemici di grandissimo valore. Questa opzione è prevista nel nostro ordinamento ma, con tutta evidenza, proprio per il valore etico e di pubblica utilità di quanto viene tolto alla collettività, non restituisce affatto i beni ambientali distrutti, producendo uno sbilanciamento ecologico tra danno e risarcimento dello stesso. Nel paradosso che a contraddizione corrisponda, spesso, un'altra contraddizione, non di rado è accaduto che quei finanziamenti compensativi siano stati usati per fare altre opere che, in non pochi casi, hanno concorso alla perdita di

ulteriori risorse ambientali. Per queste ragioni, l'istituto della compensazione si è rivelato molte volte fallimentare e il legislatore, così come l'amministratore, non è stato all'altezza del compito delicato, da tempo richiesto, di porre un freno al consumo delle risorse primarie non rinnovabili. La questione non si esaurisce in questa 'leggerezza' con cui l'istituto, pur legittimo, viene usato. La compensazione da tempo è percepita come la 'via di uscita' canonica del negoziato ambientale, soprattutto dai soggetti 'forti' ovvero con buone disponibilità finanziarie. Perché rivedere il progetto di un'opera per ridurne gli impatti quando c'è la compensazione, strumento per giunta facile da utilizzare? La compensazione, va ricordato, deve essere la cosiddetta 'ultima spiaggia' del processo progettuale e di quello valutativo. Ovvero prima va verificata la effettiva necessità dell'opera che non può mai essere data per scontata, anche in rapporto a possibili alternative di realizzazione; poi si valuta la riduzione degli impatti immaginando modifiche all'opera e/o riprogettazione di intere parti e, solo a questo punto del processo, si ragiona sulla mitigazione, ovvero alla provvista di un corredo di interventi ecologici o ambientali accessori che, in prossimità dell'opera, ne attenuino gli impatti. Al termine di questo percorso valutativo, che deve essere rigorosissimo e condotto da soggetti terzi rispetto a proponente ed ente territoriale dove ricade l'opera, e solo per ciò che rimane degli impatti che non si è trovato modo di eliminare o mitigare, si passa alla compensazione. Mai questa viene intrapresa prima di ognuna delle fasi ricordate. Nella realtà avviene troppo spesso il contrario e la negoziazione tra territorio offeso dagli impatti e proponente scivola subito sulla compensazione, per di più spesso non ambientale o ecologica. Questo è un ulteriore punto dirimente su cui occorre essere di gran lunga più rigorosi: se sono eliminati dei valori ambientali rari e di alto valore, sono questi e solo questi che vanno ripristinati con la compensazione e non con sostituti imperfetti come una rotonda stradale o la riparazione di un tetto di una scuola (cosa in sé onorevolissima ma 'fuori tema'). Conseguenza ovvia di tutto ciò è che la compensazione ambientale e/o ecologica non va mai monetizzata e sempre anticipata rispetto agli impatti residuali. È lo stesso principio a cui ci richiama la Commissione Europea quando indica le priorità da seguire per raggiungere l'obiettivo di azzerare l'incremento dell'occupazione di terreno, ossia evitare e limitare, prioritariamente, la trasformazione di suolo agricolo e naturale, quindi mitigare e ridurre gli effetti negativi dell'impermeabilizzazione del suolo e infine, solo se gli interventi dovessero risultare assolutamente inevitabili, compensarli attraverso la rinaturalizzazione di una superficie con qualità e funzione ecologica equivalente.

PARTE II – CASI SIGNIFICATIVI E CONTESTI REGIONALI

6. Un atlante del consumo di suolo – Come cambia il territorio[37]

Figura 27 - Localizzazione geografica di alcuni casi significativi di consumo di suolo avvenuti tra il 2016 e il 2017 e illustrati nelle pagine seguenti

[37] L'atlante fotografico è realizzato con il contributo della Rete dei Referenti SNPA e con una selezione delle foto inviate all'ISPRA per il concorso fotografico "Come cambia il territorio". Il capitolo è a cura di Alice Cavalli, Carlotta Ciocci e Giuseppe Milano.

6.1 Regione Piemonte

Figura 28 - Nuovo magazzino di uno dei colossi mondiali dell'e-commerce costruito nel 2017 nel comune piemontese di Vercelli (46.000 abitanti distribuiti su un'area di 80 km^2): l'area occupa una superficie di oltre 40 ettari in un territorio che nell'ultimo anno ha registrato una trasformazione totale di suolo di quasi 44 ettari[38].

Figura 29 - Tracciato del Terzo Valico dei Giovi che attraversa il territorio di Pozzolo Formigaro che, in provincia di Alessandria e con una superficie di 36 km^2 per 4.700 abitanti, è uno degli 11 Comuni, tra le province di Alessandria e Genova, investiti dai lavori di questa infrastruttura intermodale transeuropea: con una lunghezza complessiva di 53 km e dal costo di oltre 6 miliardi di euro, dovrebbe collegare i porti del Mare del Nord con il porto genovese attraversando la valle del Reno, Basilea e Milano. Lo sviluppo del primo lotto ha richiesto l'utilizzo di un'area di 34 ettari.

Figura 30 - Realizzazione di un nuovo centro per la logistica e lo smistamento merci, che unitamente alla costruzione di nuovi edifici residenziali, è responsabile di un incremento di suolo di 9 ettari nella piccola realtà urbana di Torrazza Piemonte, che si estende per 10 km^2 nella provincia di Torino.

[38] In questa e nelle figure che seguono sono riportate immagini satellitari del territorio prima (in genere riferite al 2016, alcune volte al 2015) e dopo (in genere al 2017) la trasformazione.

Figura 31 - Cantiere per la realizzazione del Terzo Valico nella Val Lemme, si inserisce nel computo dei 12 ettari incrementali registrati tra il 2016 e 2017 nella realtà di Voltaggio in provincia di Alessandria.

Figura 32 - Un'area soggetta a trasformazione edilizia commerciale da ex incolta/agricola situata alla periferia ovest di Alessandria (foto di Carlo Poggio).

Figura 33 - Cantiere nell'area commerciale a cavallo dei territori di Nichelino e Vinovo e il raddoppio e completamento della nuova strada Debouché, intervento infrastrutturale di 37.000 m^2 che collega i due centri abitati in provincia di Torino, ha condotto alla recente occupazione di suolo pari a 4 ettari.

6.2 Regione Valle D'Aosta

Figura 34 - Ampliamento della Strada Regionale n.28 (2,23 ettari) di Roisan (AO), nel cui territorio comunale si è registrato il consumo di suolo maggiore (2,57 ettari) entro i confini della Regione Valle D'Aosta.

6.3 Regione Lombardia

Figura 35 - La nuova bretella di Valdaro a servizio di un nuovo polo produttivo/logistico a ridosso dell'intersezione tra la Strada Provinciale 30 e l'autostrada A22 Brennero – Modena, nel territorio in provincia di Mantova di San Giorgio (superficie di 24,5 km^2 su cui vivono poco meno di 10.000 persone), ha coinvolto una superficie di 22 ettari per la sua cantierizzazione.

Figura 36 - Un nuovo centro per la logistica, comprensivo di strade di accesso e servizi (8 ettari consumati), è stato innestato nell'ultimo anno nei 5,30 km^2 di Lazzate, territorio della provincia di Monza e Brianza. L'area, precedentemente agricola, è a ridosso di un tratto dell'infrastruttura Pedemontana (anch'essa realizzata recentemente, circa un anno fa).

Figura 37 - A Milano, per i lavori del primo lotto della nuova M4 e per la costruzione in zona San Cristoforo dei prefabbricati destinati al ricovero o alla manutenzione dei treni, sono stati impermeabilizzati, tra il 2016 e il 2017, superfici per 74.000 m^2.

Figura 38 - Esempio di consumo di suolo, precedentemente agricolo e in aree già parzialmente degradate e periurbane, avvenuto nel periodo 2016-2017, nel comune di Nova Milanese (Provincia Monza e Brianza): esempi rappresentativi di nuovi consumi che avvengono con densificazione del tessuto urbanizzato pre-esistente, con realizzazione di nuovi insediamenti industriali e commerciali, ampliamento di aree estrattive già esistenti, etc.

Figura 39 - Nel capoluogo lombardo, il dato complessivo di 19 ettari è raggiunto anche con l'inserimento nel tessuto urbano di alcuni nuovi ipermercati e di moderni complessi residenziali polifunzionali.

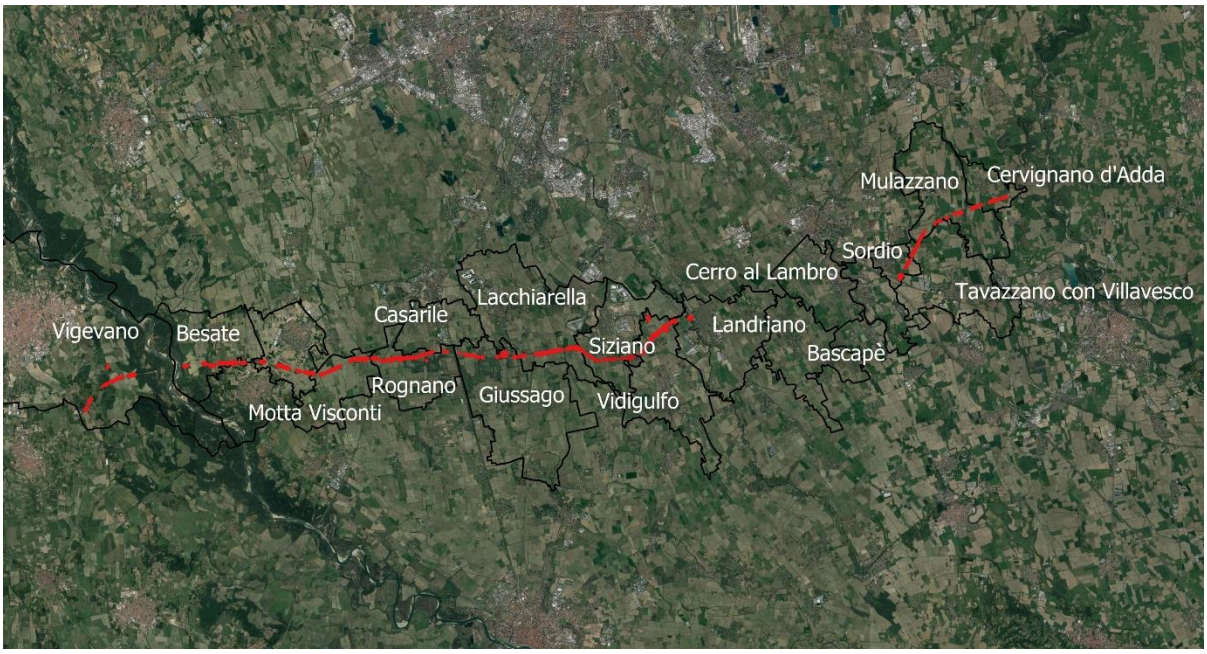


Figura 40 - Il tracciato del metanodotto Cervignano-Mortara attraversa diversi Comuni del territorio lombardo occupando più di 41 ettari. Il progetto favorirà il potenziamento delle strutture di trasporto nazionali esistenti lungo la direttrice Est-Ovest della Pianura Padana verso i poli di consumo dell'area Nord Occidentale incrementandone la capacità di trasporto e consentendo il mantenimento nel tempo delle condizioni di sicurezza e flessibilità di alimentazione.

6.4 Provincia Autonoma di Trento

Figura 41 - L'ampliamento di una cava (2,9 ettari) è stato realizzato nel Comune di Calliano (Trento).

6.5 Provincia Autonoma di Bolzano

Figura 42 - Il cantiere per la realizzazione di una nuova struttura ricettiva nel comune di Bressanone (85 km^2 per 22.000 abitanti) ha sostituito 1,7 ettari di bosco di *Pinus Sylvestris*, su un totale di 12,9 ettari consumati a livello comunale.

Figura 43 - Cantiere nell'area a sud di Bressanone che ha investito un'area di 2,6 ettari precedentemente adibita a frutteto, per l'ampliamento di un polo industriale.

Figura 44 – Un nuovo quartiere residenziale comprensivo di attività commerciali e ricreative è nato nell'area di Bolzano (2,1 ettari).

Figura 45 - Cantiere per la costruzione della galleria che collegherà il paese di Fortezza (BZ) a Verona. Qui il cantiere occupa una superficie di circa 7 ettari.

6.6 Regione Veneto

Figura 46 - Cantiere della Pedemontana nei pressi di Povegliano e Villorba (TV); nel 2017 i cantieri della pedemontana hanno occupato circa 127 ettari tra le province di Treviso e Vicenza, che sommati ai 350 ettari degli anni precedenti portano a un totale, ad oggi, di 477 ettari.

Figura 47 - Cantiere della Pedementona nei pressi di Paulona, a Sud-Ovest di Vicenza (foto di Paolo Meneghini).

Figura 48 - Il nuovo magazzino di un ipermercato di circa 45.000 m^2 in una recente area industriale di più di 10 ettari ad Arcole (VR); immagini 2015 a sinistra e marzo 2018 a destra (nella cartografia del 2017 l'area risulta ancora cantiere).

Figura 49 - Costruzione di edifici residenziali in un'area di 26.500 m^2 a Valeggio sul Mincio (VR).

Figura 50 - Un bacino di laminazione del fiume Agno-Guà, con un invaso per 2,5 milioni di metri cubi ed esteso 49 ettari, è l'opera infrastrutturale per la mitigazione del rischio idrogeologico che ha spinto il Comune di Trissino (8.800 abitanti per un'area di 21 km^2), in provincia di Vicenza, al terzo posto dei comuni che nell'ultimo anno hanno maggiormente incrementato, rispetto al 2016, il loro consumo di suolo (51 ettari in totale).

Figura 51 - Esempio di recupero di suolo a seguito del ripristino delle aree di cantiere per la creazione delle casse di espansione per il Torrente Timonchio nel comune di Caldogno (VI): l'area dell'intervento è di circa 114 ettari (immagini 2015 a sinistra e 2017 a destra).

Figura 52 - Ampliamenti e ripristini (circa 40.000 m^2) di cave di ghiaia in pianura nei comuni di Volpago del Montello, Trevignano e Povegliano (TV); le cave sono attive da decine di anni e coprono una superficie di circa 172 ettari.

Figura 53 - Riqualificazione di un'area industriale degradata (ex-macello) di 49.400 m^2 nel comune di Cadoneghe (PD), dove nelle intenzioni doveva sorgere un nuovo ipermercato (immagini 2015 a sinistra e 2017 a destra).

Figura 54 - Nuova azienda agricola su un'area di 43.000 m^2 a Cortellazzo (frazione di Jesolo in provincia di Venezia); immagini 2015 a sinistra e 2017 a destra.

Figura 55 - Un nuovo complesso edilizio residenziale costituito da un insieme di ville unifamiliari a Verona. Nell'ultimo anno, nella città scaligera (estesa 200 km^2 abitati da 257.000 persone), l'incremento registrato è stato di quasi 40 ettari: la superficie che è stata sigillata, è stata occupata tanto da edifici residenziali o produttivi, quanto da nuove infrastrutture viarie, quale ad esempio il nuovo svincolo della Strada Provinciale 6, stimato in 8 ettari.

Figura 56 - Nuovo asse viario parallelo alla SS. 14, tra Via Olanda e Via Carlo Martello nel comune di Venezia che, nell'ultimo anno, ha perso 38 ettari, 19 dei quali dovuti ai due nuovi microsistemi infrastrutturali che si innestano nel tessuto urbano.

Figura 57 - Il tratto dell'autostrada A4 Torino-Trieste che attraversa il territorio di San Michele al Tagliamento dove, nell'ultimo anno, sono stati artificializzati quasi 34 ettari di suolo naturale, 22 dei quali per questa nuova grande opera.

6.7 Regione Friuli-Venezia Giulia

Figura 58 - Cantieri per la realizzazione della terza corsia dell'autostrada A4 Torino-Trieste. Nel territorio friulano l'infrastruttura occupa 114 ettari, 15 dei quali solo nel comune di Porpetto. I lavori hanno riguardato nel periodo 2016-2018 anche i Comuni di Castions di Strada, Muzzana del Turgnano, Pocenia, Palazzolo dello Stella, Rivignano Teor e Ronchis. Parte delle aree di cantiere, un tempo a destinazione agricola sono destinate nel prossimo futuro a essere occupate dalla nuova corsia autostradale, con un consumo di suolo permanente, mentre in altri casi viene approntato solo il cantiere (per lo stoccaggio di materiali e mezzi di cantieri o per la realizzazione dei campi base) destinato nel tempo ad essere ripristinato.

Figura 59 - Un cantiere per la realizzazione della terza corsia dell'autostrada A4 Torino-Trieste (foto di Davide Torassa).

Figura 60 - Nuovo polo logistico, con relativi parcheggi, realizzato a Pordenone (9 ettari). Nella città friulana (51.000 abitanti su una superficie di 38,2 km^2) tra il 2016 e il 2017 si sono registrati 14 ettari di suolo consumato. Oltre a questa realizzazione, quasi 50.000 m^2 sono stati impiegati per il potenziamento dell'offerta residenziale monofamiliare integrata dai servizi pertinenziali.

Figura 61 - Realizzazione del polo intermodale di Ronchi dei Legionari (GO) che ha comportato il consumo di suolo agricolo per circa 8 ettari, a sinistra, e ampliamento di un centro commerciale nel comune di Martignacco (UD), a destra.

Figura 62 - Realizzazione di un parco fotovoltaico in corso nel comune di Monfalcone (GO), a sinistra, e un'attività estrattiva che verso ovest è stata ampliata a discapito di aree prative mentre verso est è stata in parte progressivamente ripristinata

6.8 Regione Liguria

Figura 63 - Nuovi cantieri aperti nel territorio di Genova (595.000 abitanti in 240 km^2), inscritti nell'area tra la Strada Statale 35 e l'Autostrada A7 di Serravalle. I cantieri hanno un'estensione complessiva di 5,2 ettari e sorgono su un'area originariamente occupata in gran parte da boschi.

Figura 64 - Demolizione dell'ex ospedale Felettino di La Spezia. Nel capoluogo ligure, nell'ultimo anno è stato stimato un consumo di suolo di appena 1,4 ettari, con interventi prevalentemente localizzati nel centro abitato.

Figura 65 - Sito in preparazione per un nuovo insediamento industriale a Cairo Montenotte (Savona). Foto di Gianni Ciarlo.

6.9 Regione Emilia Romagna

Figura 66 - Primo lotto della nuova arteria infrastrutturale Tirreno-Brennero, di 12 km, nel Comune di Sissa Trecasali (PR); il paese, di neanche 8.000 abitanti distribuiti su una superficie di quasi 73 km^2, è il primo comune italiano per consumo di suolo nel 2017, con 74 ettari di suolo naturale persi. Sui 455 ettari totali che hanno perso la loro naturalità nella regione, 107 sono serviti per l'infrastruttura, mentre una superficie di quasi 115 ettari è frutto di una conversione da aree agricole a industriali o commerciali.

Figura 67 - Espansione, di quasi 12 ettari, dell'area industriale di Borgo Pievesestina (Cesena), con attività come il polo logistico agroalimentare e i relativi parcheggi, ma anche di fabbricati a carattere industriale. Nei 250 km^2 del territorio della città (circa 97.000 abitanti) tra il 2016 e il 2017 si è registrato un consumo di suolo di 19 ettari. Oltre ai 12 dovuti all'espansione industriale, altri 4 ettari sono stati occupati da una nuova cava.

Figura 68 - Sede dei nuovi uffici del Comune e dell'ARPAE, con i complementari servizi, nel comune di Ravenna, la quale, nel 2017, ha visto un incremento del consumo di suolo di 16 ettari di cui 1,6 sono stati occupati dai nuovi uffici.

Figura 69 - Ampliamento di uno dei centri commerciali più grandi del Paese, da quasi 75.000 m^2, con una significativa perdita, per la sua realizzazione, di diversi ettari precedentemente destinati all'agricoltura sul territorio comunale di Ravenna.

Figura 70 - Nuovi depositi e poli commerciali di due note multinazionali della logistica e del bricolage, che occupano 11,4 ettari e che sono situate nell'area industriale del Comune di Castel San Giovanni (PC). Nei 44 km^2 della sua superficie, dove vivono poco meno di 14.000 persone, nell'ultimo anno si è registrato un consumo di suolo totale di 16 ettari, più della metà dei quali dovuti all'espansione dei poli citati, mentre quattro ettari potrebbero essere potenzialmente reversibili perché attualmente occupati da un cantiere.

6.10 Regione Toscana

Figura 71 - L'avvio della realizzazione, tra il 2016 e il 2017, della terza corsia dell'autostrada A1 (l'Autostrada del Sole), nel Comune di Bagno a Ripoli (Firenze), ha comportato un consumo di suolo di oltre 8 ettari.

Figura 72 - Comune di Prato: raddoppio strada di accesso alla zona industriale di Galciana di circa mezzo ettaro (a sinistra) e comune di Serravalle Pistoiese (a destra) con più di 6 ettari dovuti al raddoppio della linea ferroviaria Pistoia-Lucca.

Figura 73 - A seguito dell'alluvione verificatasi in Provincia di Pisa nel 2016 è stato messo in opera il raddoppio della strada statale Aurelia nel Comune di Vecchiano, la cui dismissione avverrà verosimilmente nell'arco di pochi anni. Nel caso in oggetto il nuovo consumo di suolo, pur presentando tutte le caratteristiche per essere classificato come non reversibile, è destinato alla rimozione a seguito della dismissione dell'infrastruttura.

Figura 74 - Tra gli anni 2016 e 2017 il comune di Prato presenta il maggiore incremento di consumo di suolo tra tutti i comuni toscani, con numerosi cantieri di dimensioni ridotte avviati all'interno della città capoluogo che contribuiscono a una progressiva saturazione delle superfici non consumate in ambito urbano.

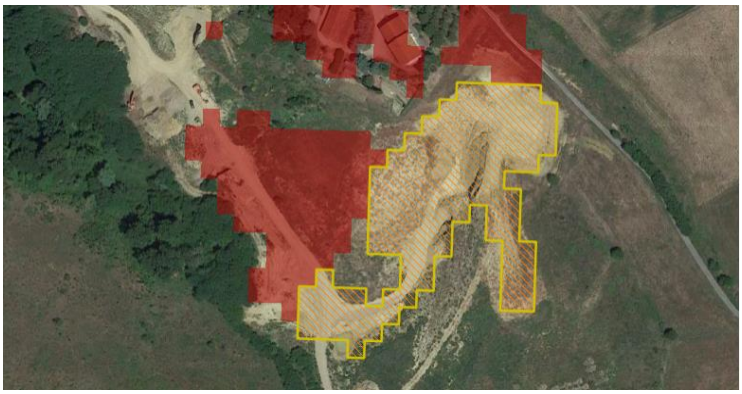


Figura 75 - Tra gli anni 2016 e 2017 si è assistito all'incremento del consumo di suolo dovuto alla coltivazione di una cava ubicata nel Comune di Laterina – Pergine Valdarno, già attiva dal 2012. La corretta attribuzione della quota di suolo consumato – che da sola può contribuire in modo significativo all'intero incremento del consumo di suolo sul territorio comunale per una determinata annata – viene supportata dalla disponibilità di dati ancillari quali il piano di coltivazione e gli atti autorizzativi.

6.11 Regione Umbria

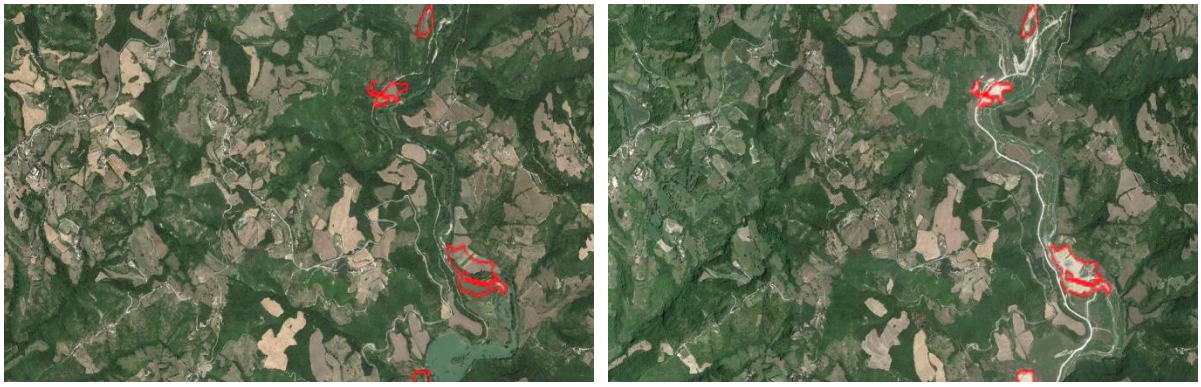


Figura 76 - Primo lotto della diga di Casanuova per sbarrare lo scorrimento del fiume Chiascio, allo scopo di creare, entro la fine del 2019, un serbatoio idrico per l'utilizzo agricolo. L'area si trova nel territorio di Gubbio, a confine tra il suo perimetro urbano e quello del contermine Comune di Valfabbrica (PG). Inoltre, nell'area più a valle, sono stati eseguiti importanti lavori di sterro all'interno dell'alveo fluviale.

Figura 77 - Soluzioni abitative d'emergenza e moduli prefabbricati per la ripresa dell'attività economica e produttiva o artigianale a San Benedetto (PG). Nel comune si è registrato un consumo di suolo di 9 ettari tra il 2016 e il 2017. Nei 275 km^2 della superficie di Norcia (dove vivono 4900 persone), oltre a 21.000 m^2 riservati a nuovi cantieri, quasi 59.000 m^2 sono stati assegnati per innestare nel territorio comunale – uno di quelli regionali insieme a Castelsantangelo sul Nera attraversati dall'ultimo terremoto dell'Italia centrale – le soluzioni abitative temporanee.

6.12 Regione Marche

Figura 78 - Opere di incremento dell'infrastruttura stradale, tra la strada Statale 73 bis e la strada Provinciale 92, (42.000 m^2) e una bretella, parallela all'autostrada A14 Bari – Bologna (15.000 m^2) a Fano (PU). Un'ulteriore superficie di 18.000 m^2, infine, è attualmente occupata da un cantiere. Nel territorio (60.000 abitanti su una superficie di 122 km^2) nell'ultimo anno sono stati consumati 17 ettari di suolo.

Figura 79 - Delocalizzazione delle funzioni residenziali, artigianali e produttive a seguito del sisma che nel 2016 ha colpito Arquata del Tronto (AP). Sui 93 km^2 del Comune è stato documentato un consumo di suolo di 16 ettari totali: 12 ettari circa sono stati impiegati per l'allocazione delle soluzioni abitative d'emergenza e per i moduli prefabbricati riservati alle attività artigianali e 4 ettari per l'inserimento dei capannoni occupati dalle attività produttive o industriali.

6.13 Regione Lazio

Figura 80 - Nuove installazioni fotovoltaiche (più di 60 ettari negli ultimi 12 mesi monitorati) che hanno interessato il Comune di Montalto di Castro (9.000 abitanti su un'area di 190 km^2), in provincia di Viterbo. I campi con gli impianti ad energia rinnovabile, nel confine amministrativo, sono già diffusamente presenti per interventi realizzati negli anni precedenti, che hanno sottratto all'agricoltura enormi superfici.

Figura 81 - Nuova bretella stradale nel territorio di Vetralla, Comune di 14.000 persone in provincia di Viterbo. La nascente infrastruttura è stata realizzata parallelamente alla Strada Statale 1bis Via Aurelia che conduce da Tarquinia a Vetralla e per il suo pieno sviluppo ha previsto una perdita di suolo pari quasi a 40 ettari tra il 2016 e il 2017.

Figura 82 - Nuovo parcheggio da 16.000 m^2 tra Via di Ponte Galeria e Via di Monte Stallonara, a Roma. Dall'analisi delle trasformazioni si evince che, nel periodo di rilevazione, nella Capitale (1.287 km^2 di estensione per quasi 3 milioni di abitanti) sono stati persi poco meno di 36 ettari di suolo, con una diffusione notevole di interventi puntuali a diversa destinazione d'uso, in buona parte realizzati in quartieri periferici o semiperiferici.

Figura 83 - Nuovo complesso residenziale a Colle Salario (Roma).

Figura 84 - Esempio di soluzioni abitative di emergenza nel territorio di Amatrice (RI). Il nucleo urbano del paese (174 km^2 di superficie per poco meno di 2.600 abitanti), che nell'agosto del 2016 è stato travolto dal terremoto, nell'ultimo anno ha registrato un incremento del consumo di suolo pari a 12 ettari. Il motivo è da ricercare nella quasi totale delocalizzazione sul tessuto urbano sia delle attività artigianali e produttive – a carattere principalmente agricolo e pastorale – sia delle residenze, mediante l'adozione di soluzioni abitative d'emergenza.

Figura 85 - Sistema di costruzioni prefabbricate ad Accumoli (RI). Il paese ha registrato un aumento del consumo di suolo di 7,30 ettari tra il 2016 e il 2017. Come nel caso di Amatrice, anche per Accumoli la delocalizzazione urbana, dovuta alla costruzione delle soluzioni abitative di emergenza, è stata finalizzata a garantire la ripresa delle funzioni vitali urbane – residenzialità e produttività artigianale o agricola – in sicurezza.

6.14 Regione Abruzzo

Figura 86 – Anche per l'ampliamento di un deposito di materiali edili da 25.000 m^2, nei 474 km^2 de L'Aquila il consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 è incrementato di 6,5 ettari. Nella Regione Abruzzo, nella quale sono stati documentati cambiamenti per 117 ettari, L'Aquila è il primo Comune.

Figura 87 - Un cantiere da 17.000 m^2 per la realizzazione di una nuova strada rientra tra gli interventi che hanno provocato, nel Comune di Città Sant'Angelo (62 km^2 in provincia di Pescara) un consumo di suolo di 5 ettari.

6.15 Regione Molise

Figura 88 - Cantiere lungo la Strada Provinciale 160 a Campobasso (4.200 m^2). Nel capoluogo molisano (55 km^2) si è registrato un aumento di consumo di suolo di quasi 4 ettari. Oltre 13.000 m^2 sono attualmente occupati da un cantiere, mentre 10.000. m^2 sono stati persi per la realizzazione di due complessi residenziali.

Figura 89 - Realizzazione di una nuova rete di strade locali a Bojano (CB), che occupa quasi il 50% del totale di suolo consumato registrato nel comune (3,5 ettari). Gli interventi restanti riguardano la costruzione di nuovi complessi residenziali.

6.16 Regione Campania

Figura 90 - Il cambiamento della copertura del suolo di Benevento riguarda principalmente la creazione di parcheggi, l'espansione di una cava in zona Contrada San Giovanni e l'ampliamento di zone ad uso logistico, per un totale di 8,2 ettari di suolo consumato. Alcune aree precedentemente ad uso agricolo, inoltre, risultano ora sterrate.

Figura 91 - L'incremento di consumo di suolo a Caserta (7,7 ettari) è dovuto principalmente alla realizzazione di una serie di strade nei pressi del nuovo Policlinico. Tale intervento, che si sviluppa nell'ambito urbano ad est della città, ha lo scopo principale di creare, oltre ad una rete di penetrazione alla viabilità più segnatamente urbana, una rete di collegamento tra le molteplici infrastrutture pubbliche o di preminente utilizzo pubblico. L'intervento prende luogo nell'area designata dal PIP di San Benedetto per la realizzazione di "insediamenti eco-compatibili a carattere non inquinante".

6.17 Regione Puglia

Figura 92 - Tangenziale Est a San Severo in provincia di Foggia: sui 24 ettari totali di consumo di suolo registrati nel Comune di 333 km^2 di superficie nell'ultimo anno, 12 corrispondono a questa nuova infrastruttura.

Figura 93 - Parcheggi e nuovi edifici residenziali, per un'ulteriore superficie impiegata di 10.000 m^2, sono stati previsti dal Comune di San Severo (FG), primo su scala regionale con il dato pugliese pari a 380 ettari.

Figura 94 - Un nuovo quartiere a destinazione principalmente residenziale nella periferia di Bari. L'intervento ha richiesto un'occupazione di suolo di circa 6 ettari, pari a un terzo della quota totale del comune.

Figura 95 - Zona industriale di Martina Franca (TA) – completamento capannone industriale.

Figura 96 - Periferia di Foggia – nuova costruzione di palazzi e servizi annessi in un contesto di terreno agricolo.

Figura 97 - Torre Suda, Località di Racale (LE) – Creazione di nuovi servizi ristorazione nei pressi della costa.

Figura 98 - La realizzazione della nuova sede della Regione Puglia a Bari (foto di Camilla Piergiovanni)

6.18 Regione Basilicata

Figura 99 - Tempa Rossa, il giacimento petrolifero nell'alta valle del Sauro, ampliato di 48.000 m^2 tra il 2016 e il 2017, rappresenta la quasi totalità della trasformazione locale del territorio del Comune di Corleto Perticara (89 km^2), estendendosi su una superficie pari a 58.000 m^2.

Figura 100 - Esempio di conversione dei suoli, da agricoli e naturali, a cantieri destinati ad ampliare il patrimonio residenziale e ricettivo, cui è stata soggetta la città di Matera, dove l'incremento del consumo di suolo è stato di 5,5 ettari, su una superficie totale di 378 km^2.

6.19 Regione Calabria

Figura 101 - L'ampliamento della cava sita nell'area di Crotone (3,5 ettari) ha occupato la quasi totalità del nuovo suolo consumato della città, pari a 4 ettari. La Calabria è la regione che nell'ultimo anno ha registrato uno degli incrementi più bassi nel Paese: appena 52 ettari impermeabilizzati complessivamente.

Figura 102 - Cantiere per una nuova costruzione a Lamezia Terme (CZ). Nel Comune sono stati consumati 3 ettari di suolo, per la realizzazione di nuovi edifici per l'agricoltura e per nuove costruzioni residenziali o commerciali.

6.20 Regione Sicilia

Figura 103 - Nuova strada Provinciale 86, per un'estensione di quasi 9,5 ettari. In Sicilia, dove tra il 2016 e il 2017 è stata sigillata un'area di quasi 250 ettari, emerge il Comune di Modica (località di 291 km^2 in provincia di Ragusa nella quale vivono oltre 54.000 abitanti) che, con 16,50 ettari, ha conseguito l'incremento maggiore.

Figura 104 - Nel territorio provinciale di Siracusa, nel Comune di Rosolini, nell'ultimo anno rilevato, è possibile rintracciare un consumo di suolo di quasi 5 ettari, dovuto principalmente ad un'unità del primo lotto dei lavori finalizzati a raddoppiare e ampliare la Strada Provinciale 66 che dovrebbe congiungere Rosolini con Modica e Gela e ad alcuni interventi di edilizia residenziale.

6.21 Regione Sardegna

Figura 105 - Miniera per argille bentoniche di Casa S'Aliderru. Ampliamento da oltre 16 ettari, su 26 totali, realizzato a Sassari (cittadina di 128.000 abitanti distribuiti su una superficie di 546 km^2), nell'ultimo anno.

Figura 106 - Nuovo polo bionaturalistico di Piandanna. Intervento promosso a Sassari dall'Università locale che ha visto nell'ultimo anno l'occupazione di un'area di quasi 5 ettari.

Figura 107 - Nuovo quartiere a vocazione residenziale e terziario. Nei 384 km^2 del territorio di Olbia, città costiera del nord-est della Sardegna da 60.000 abitanti, tra il 2016 e il 2017 si è verificato un incremento del consumo di suolo di 12 ettari complessivi. Il motivo principale va ricercato nella realizzazione di un piano di lottizzazione convenzionata per l'estensione di quasi 7,5 ettari.

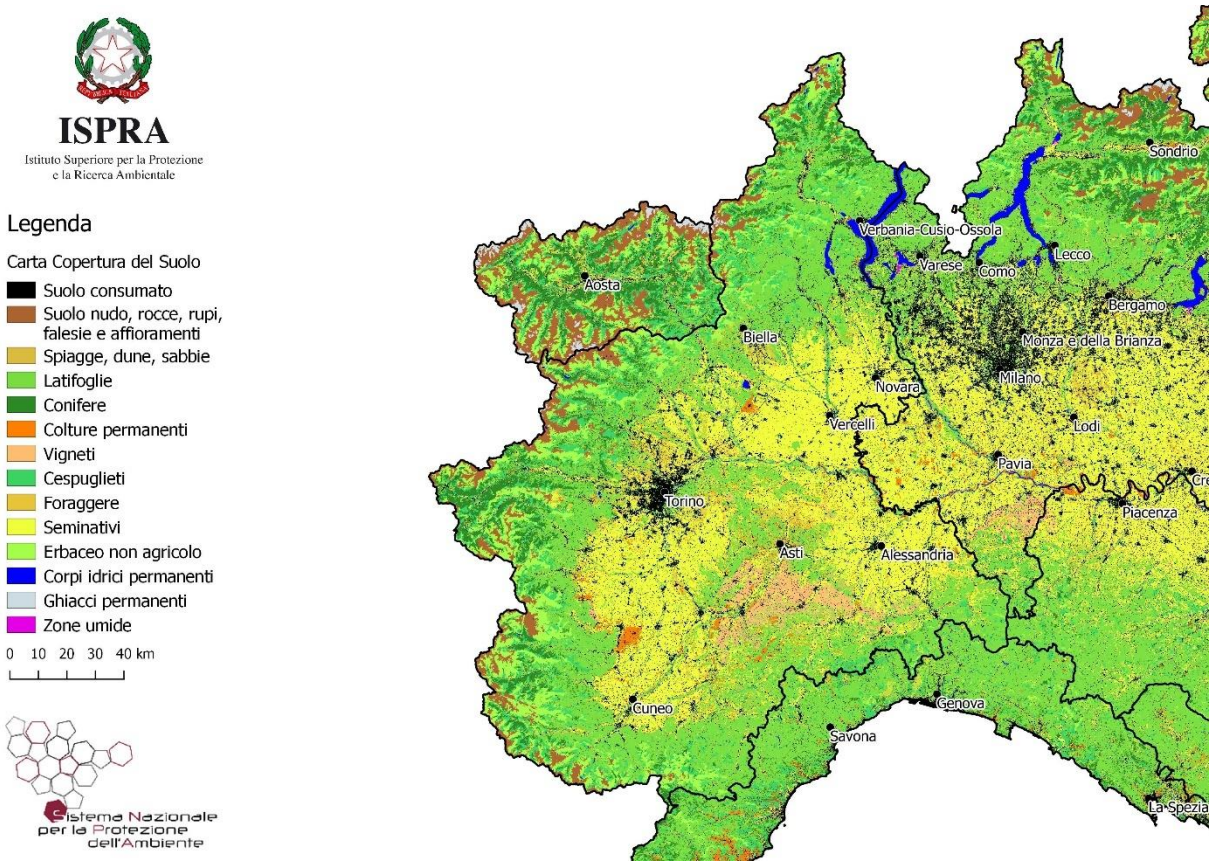
Figura 108 - Circonvallazione in costruzione della "Planargia - Montiferru" realizzata per evitare il transito dei veicoli all'interno del centro abitato di Tresnuraghes (Oristano), occupa una superficie di circa 7 ettari.

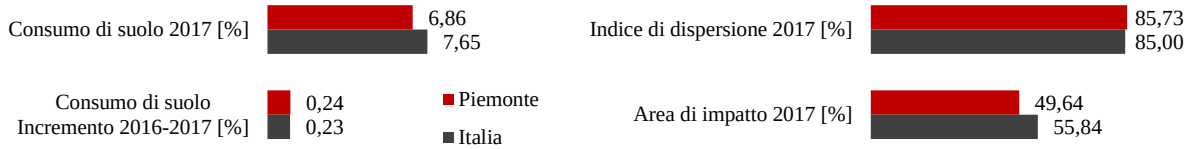
Figura 109 - Costruzione nuovo Parco Biologico Didattico Naturalistico denominato Butterfly House (Parco delle Farfalle) a Olmedo (Sassari) che occupa una superficie di circa 2,8 ettari. Il parco contiene una struttura amovibile (voliera delle farfalle, 0,1 ettari) e una piscina di 0,05 ettari.

7. Schede regionali

7.1 Regione Piemonte

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Piemonte





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Alessandria	7,4	7,4	262	614	0,38	99	2,3
Asti	7,6	7,6	114	528	0,25	28	1,3
Biella	8,1	8,2	74	416	0,07	5	0,3
Cuneo	5,4	5,5	375	636	0,21	77	1,3
Novara	11,2	11,6	151	407	0,30	45	1,2
Torino	8,7	8,8	596	262	0,16	94	0,4
Verbano-Cusio-Ossola	2,9	3,0	65	404	0,17	11	0,7
Vercelli	5,1	5,2	107	616	0,54	57	3,3
Regione	6,9	6,9	1.743	397	0,24	416	0,9

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Torino	65,7	**1.Torino**	85	**1.Balocco**	8.727
2.Beinasco	58,3	**2.Alessandria**	32	**2.Carrega Ligure**	7.239
3.Grugliasco	55,3	**3.Asti**	21	**3.Briga Alta**	6.587

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Voltaggio	12,6	**1.Vercelli**	44	**1.Voltaggio**	172
2.Pozzolo Formigaro	8,7	**2. Pozzolo Formigaro**	41	**2.Pozzolo Formigaro**	87
3.Torrazza Piemonte	4,6	**3. Voltaggio**	12	**3.Camino**	51

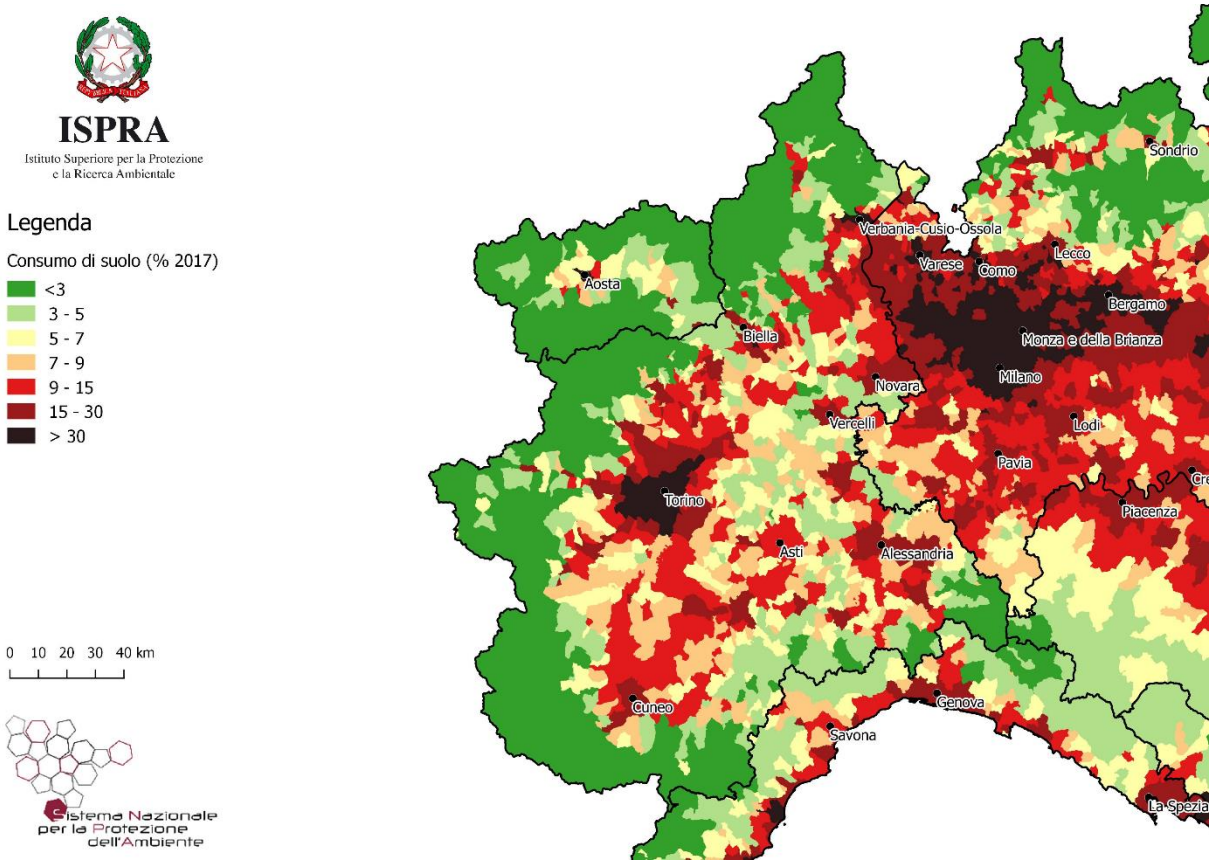


Figura 110 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

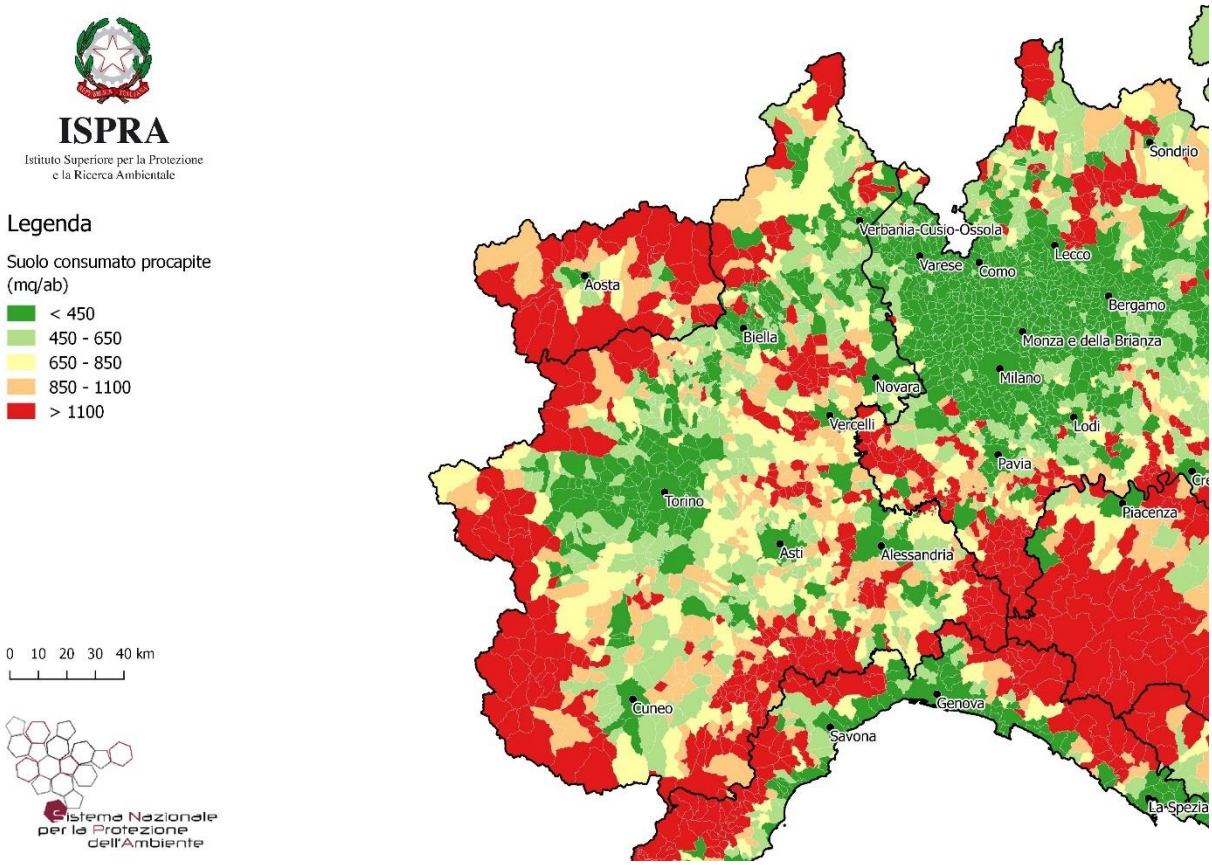


Figura 111 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

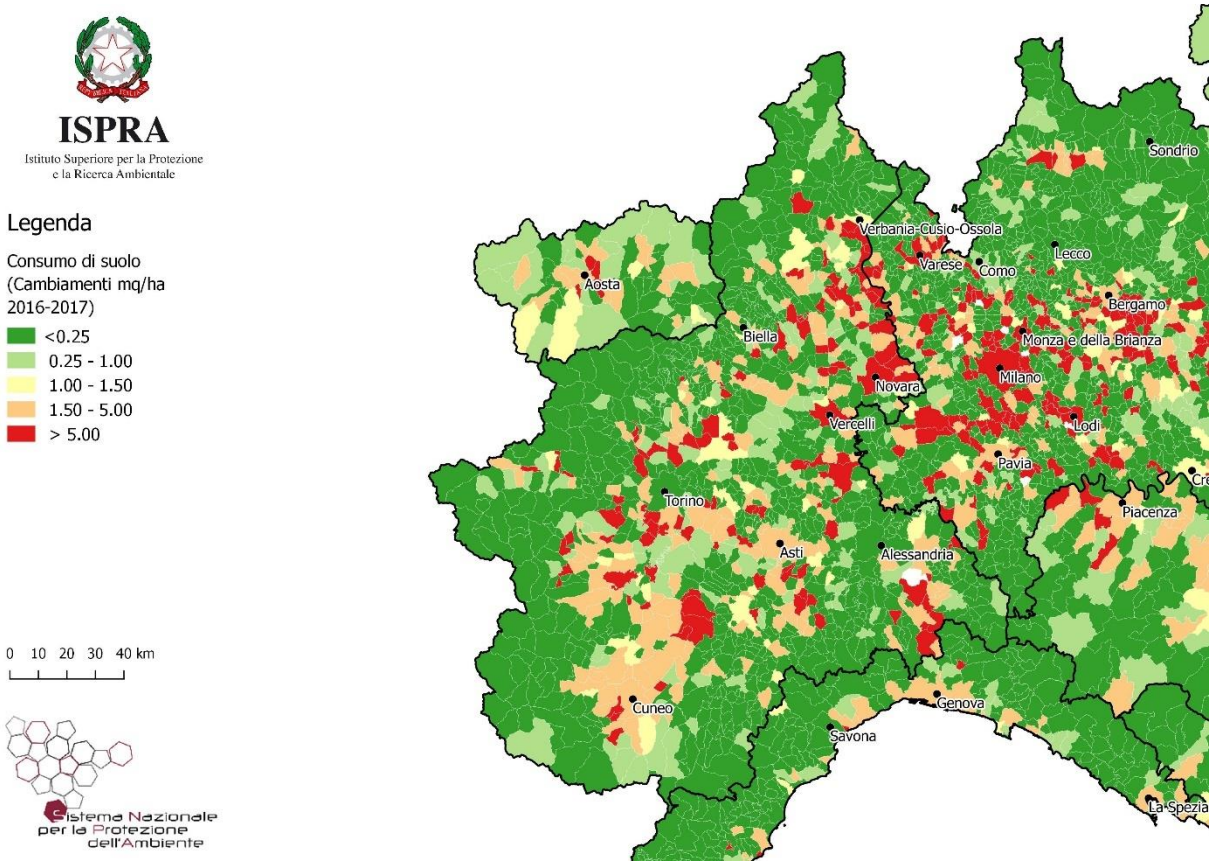


Figura 112 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

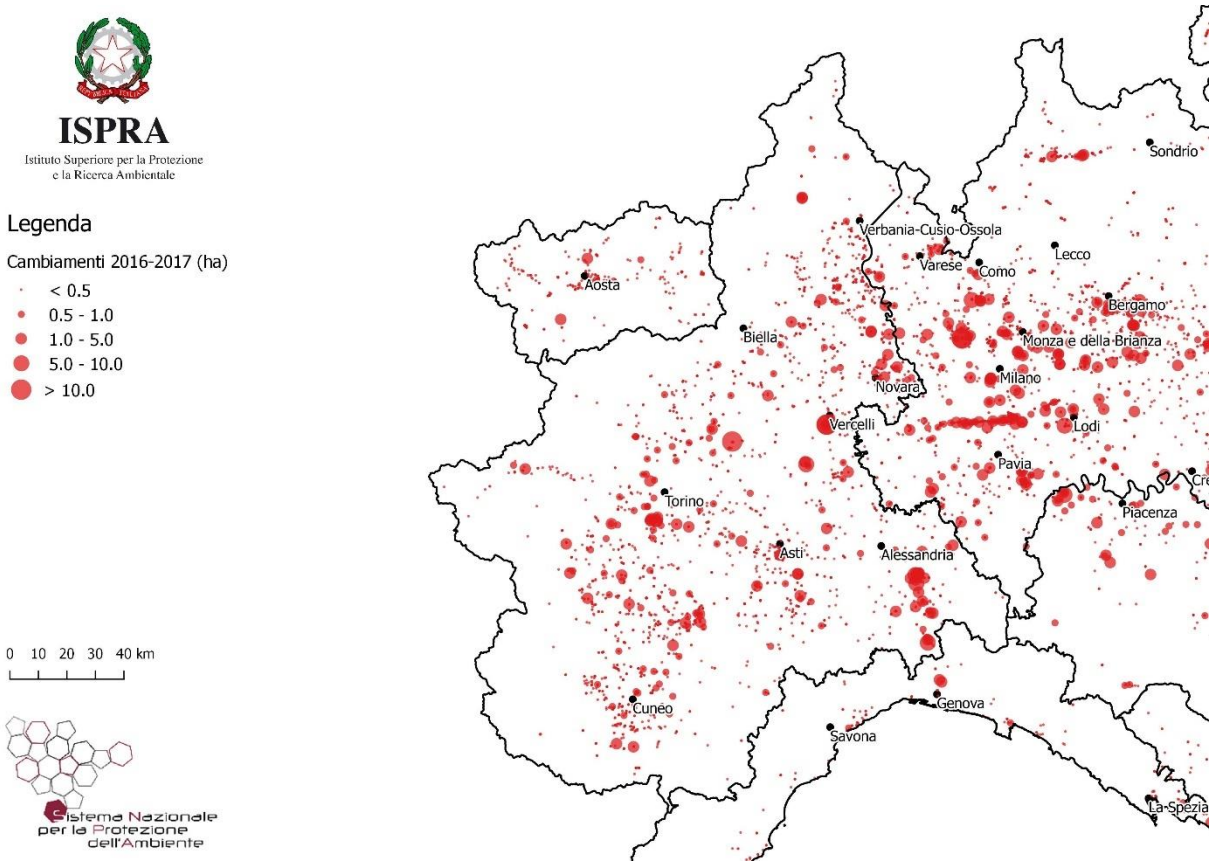


Figura 113 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

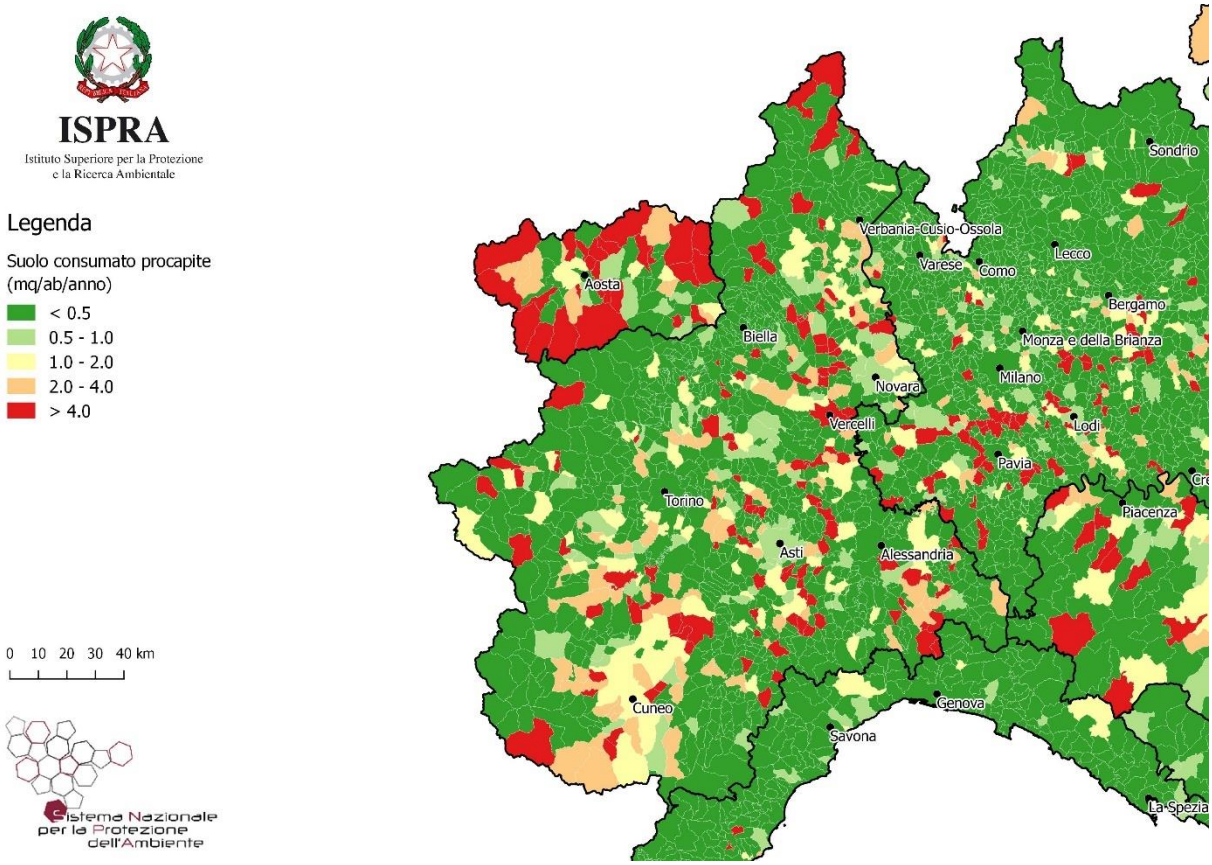
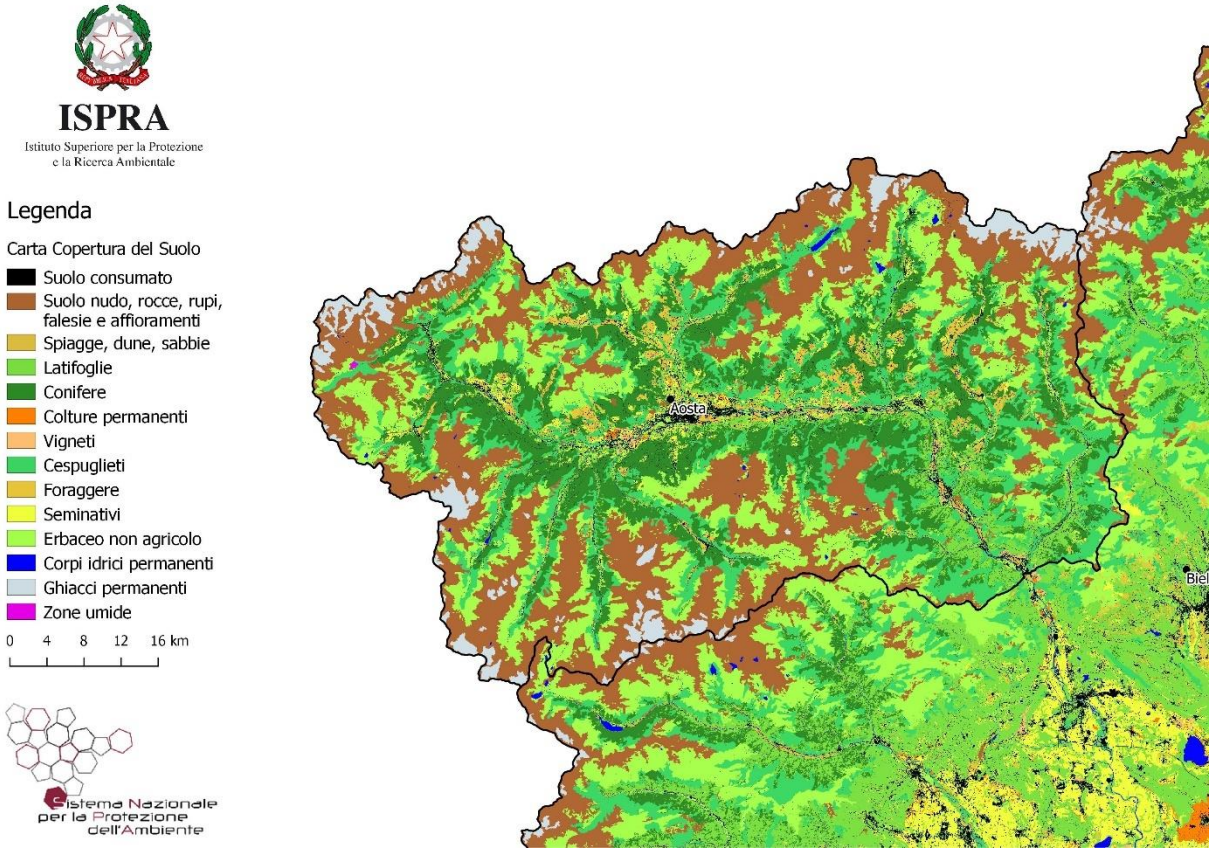
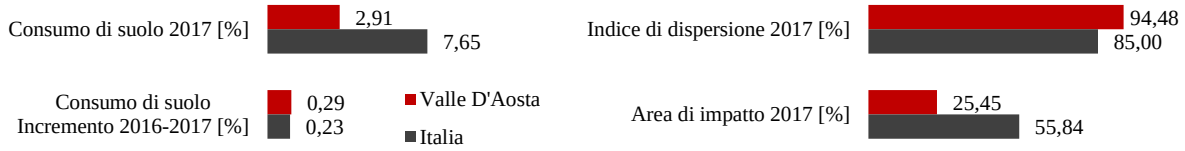


Figura 114 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.2 *Regione Valle D'Aosta*

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Valle D'Aosta





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Aosta	2,9	2,9	95	749	0,29	28	2,2
Regione	2,9	2,9	95	749	0,29	28	2,2

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Aosta	30,8	**1.Aosta**	7	**1.Valgrisenche**	5.801
2.Pont-Saint-Martin	18,8	**2.Quart**	3	**2.Valsavarenche**	5.246
3.Verrès	16,7	**3.Valtournenche**	3	**3.Rhêmes-Notre-Dame**	4.671

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Roisan	2,9	**1.Roisan**	2,6	**1.Valsavarenche**	84
2.Valsavarenche	1,6	**2.Saint-Christophe**	1,9	**2.Valgrisenche**	83
3.Arvier	1,5	**3.Arvier**	1,7	**3.Rhêmes-Notre-Dame**	42

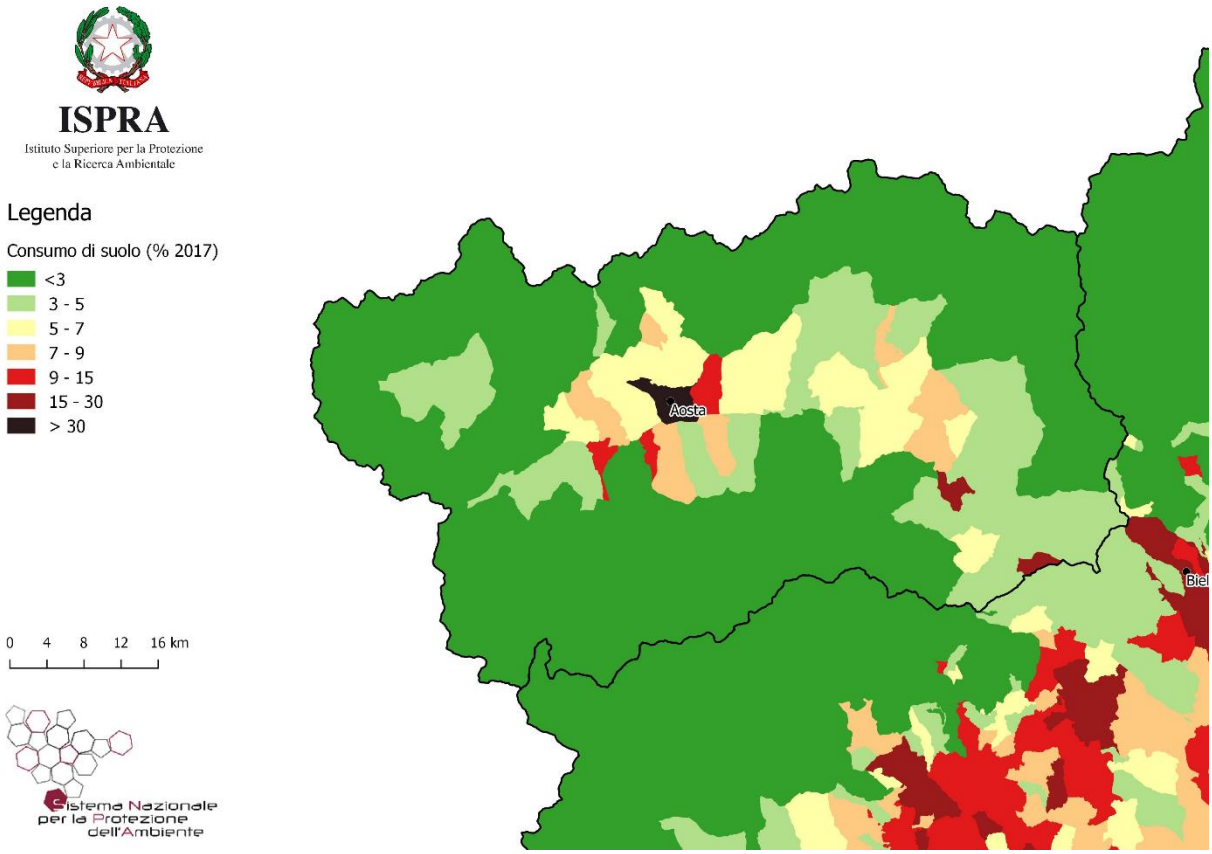


Figura 115 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

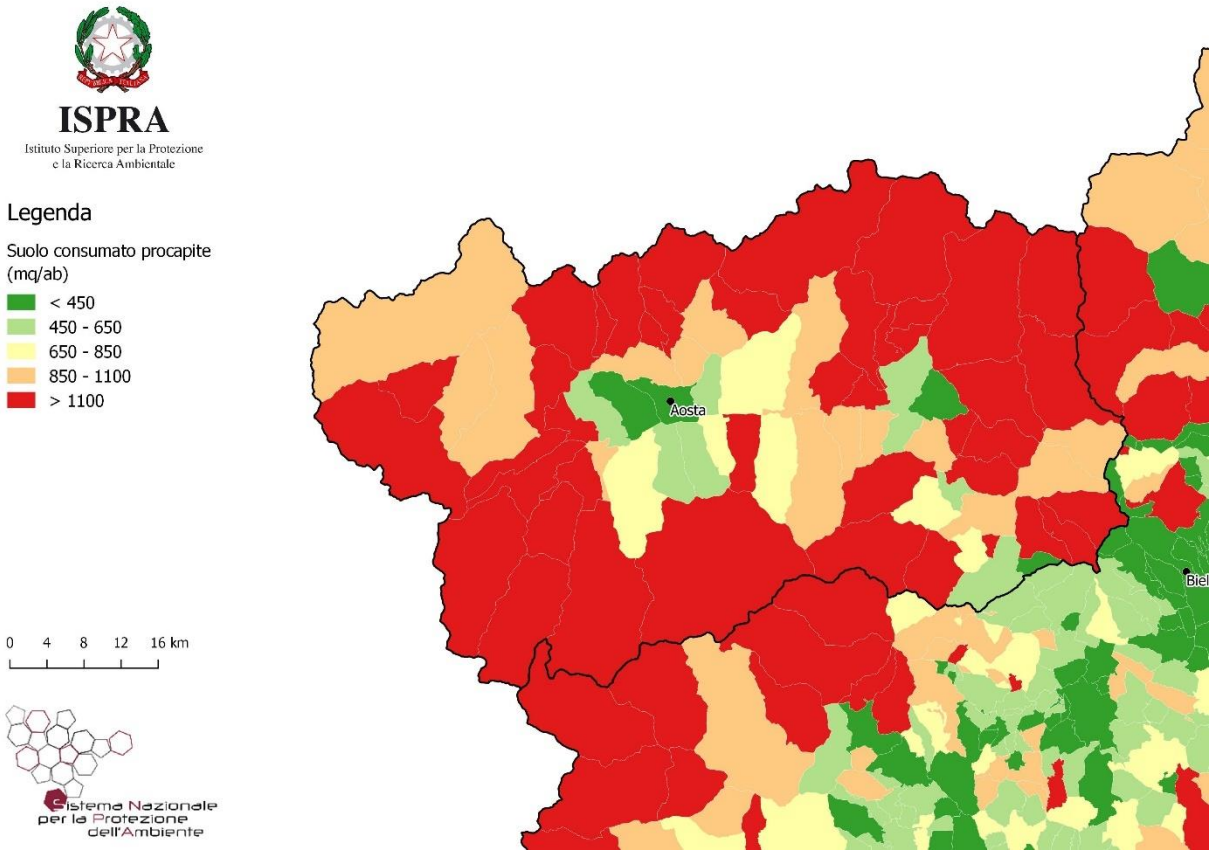


Figura 116 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

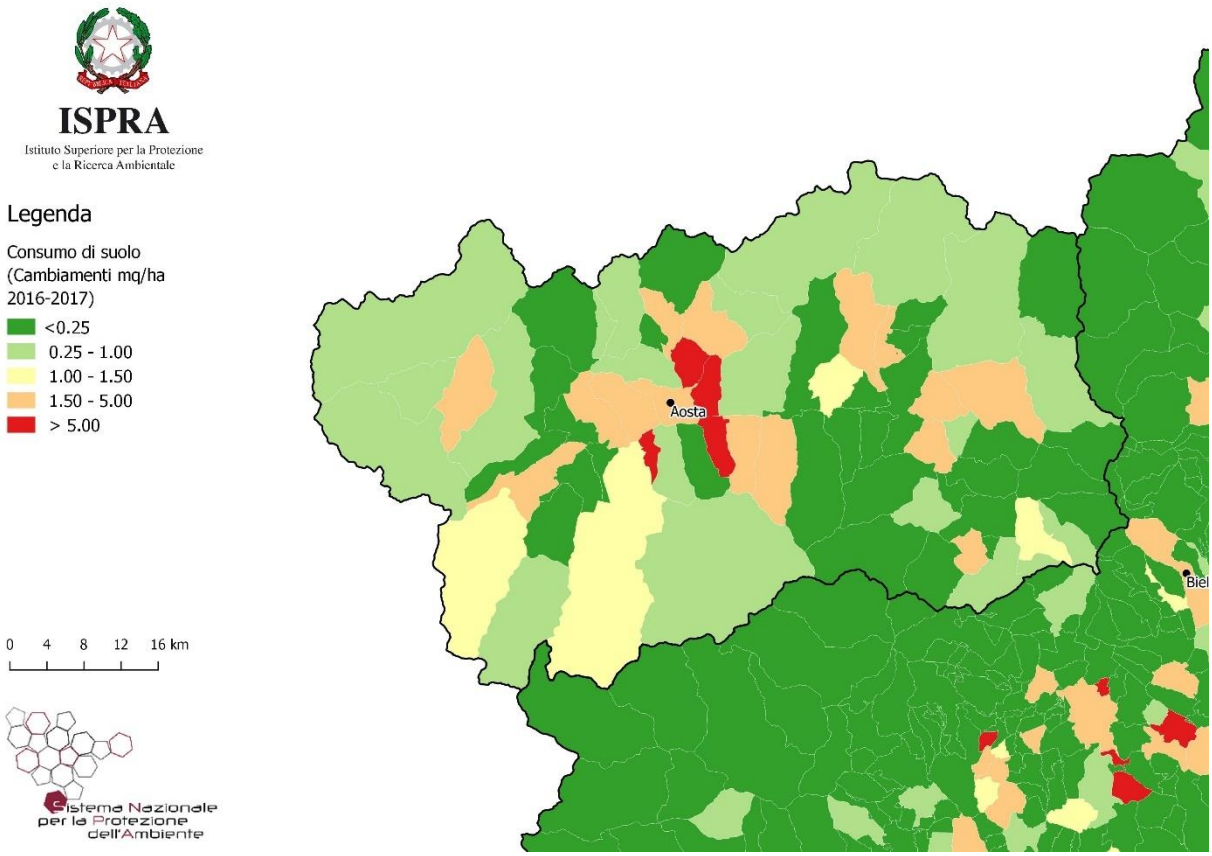


Figura 117 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

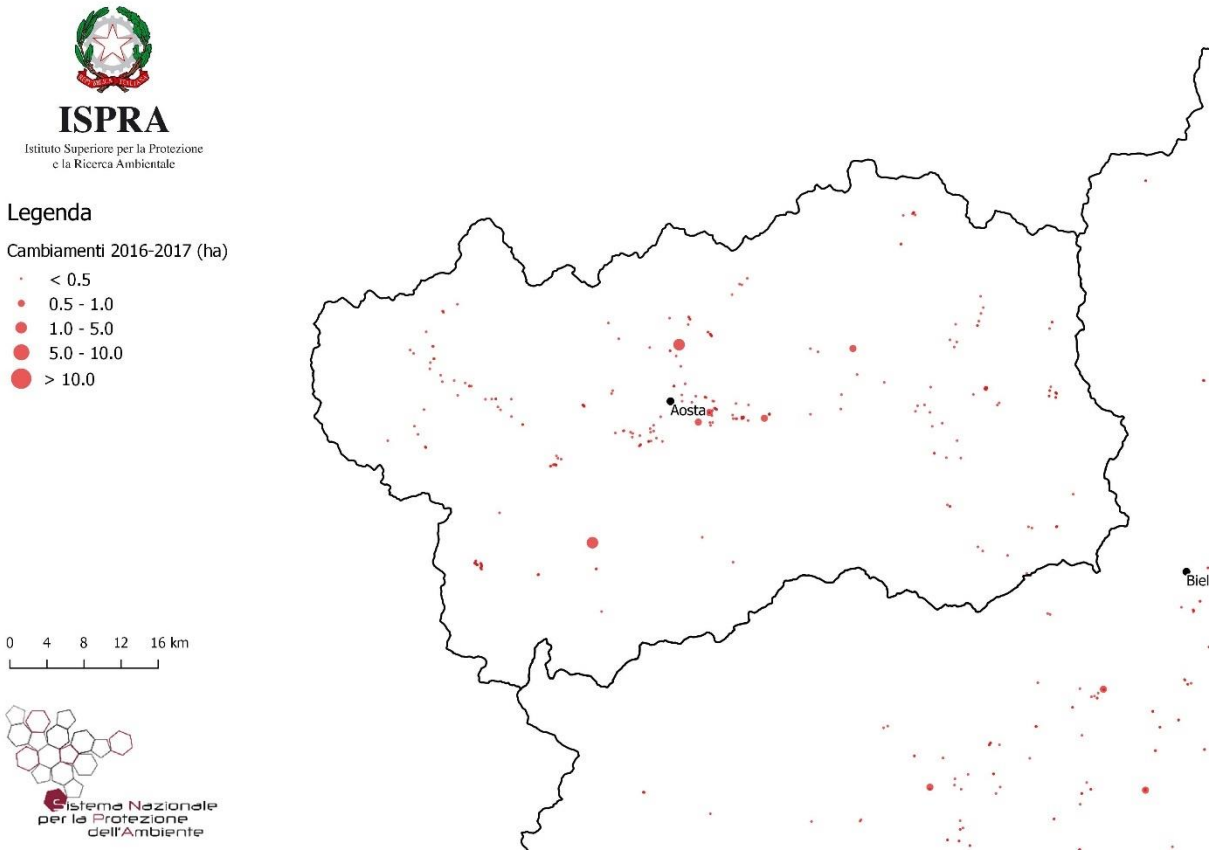


Figura 118 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

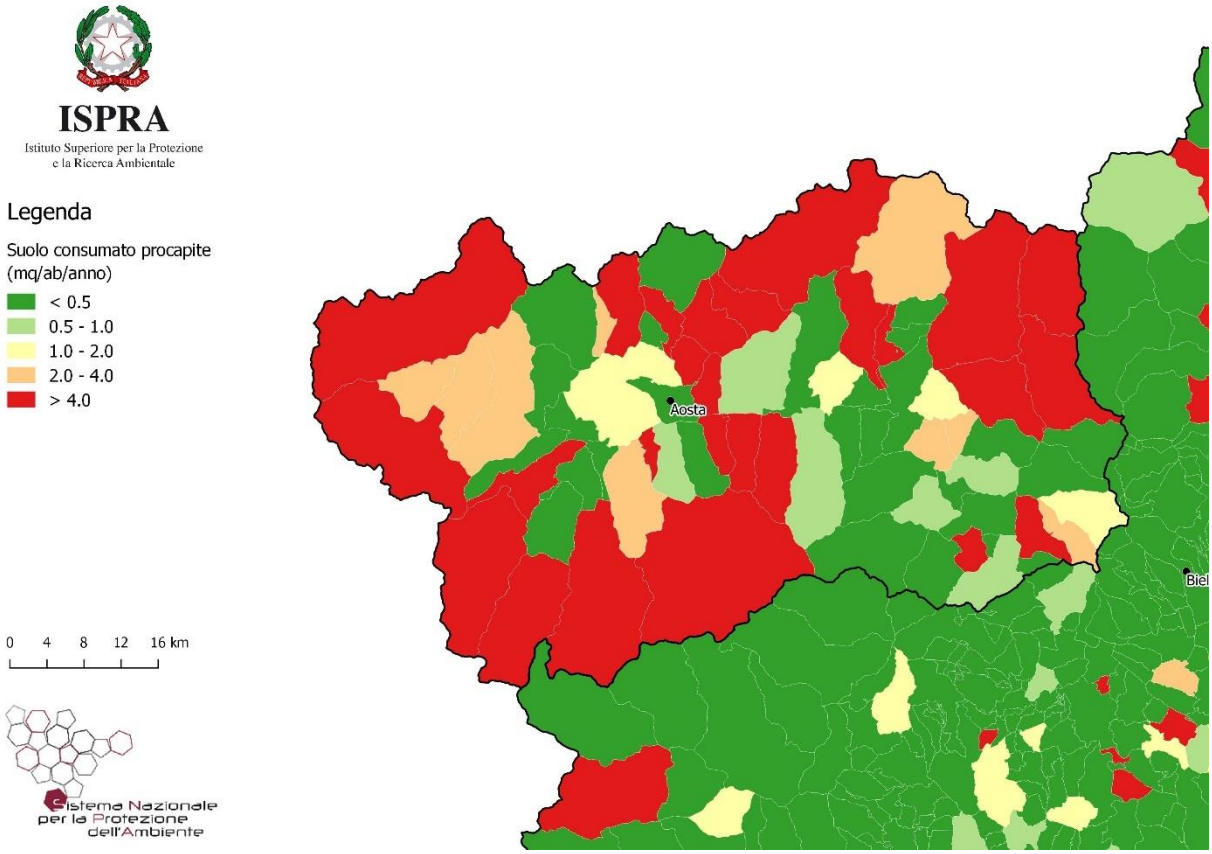
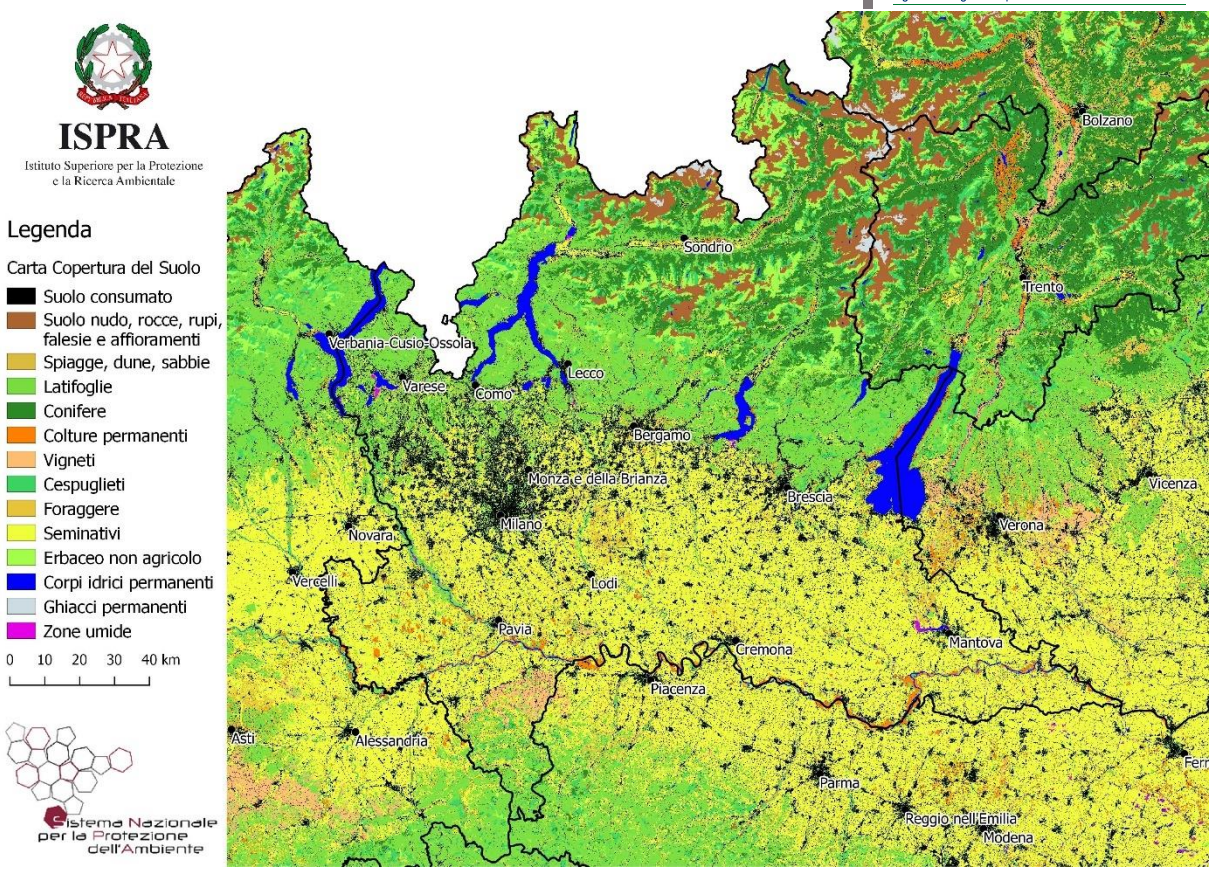
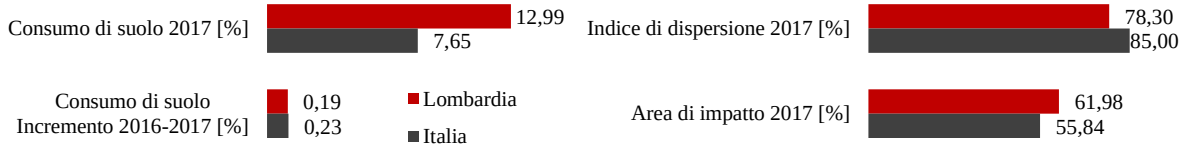


Figura 119 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.3 *Regione Lombardia*

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Lombardia





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Bergamo	12,8	13,0	351	316	0,22	79	0,7
Brescia	11,5	12,2	551	437	0,14	78	0,6
Como	13,1	14,3	168	280	0,11	18	0,3
Cremona	11,3	11,4	200	556	0,12	25	0,7
Lecco	12,7	14,0	104	305	0,06	6	0,2
Lodi	13,0	13,3	102	444	0,28	28	1,2
Mantova	11,3	11,6	265	642	0,26	70	1,7
Milano	32,0	32,3	504	157	0,24	121	0,4
Monza e della Brianza	40,9	41,0	166	191	0,21	35	0,4
Pavia	10,9	11,0	323	589	0,31	99	1,8
Sondrio	3,2	3,3	104	571	0,16	17	0,9
Varese	22,1	24,2	265	297	0,10	27	0,3
Regione	13,0	13,4	3.102	310	0,19	603	0,6

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Lissone	71,3	**1.Milano**	104	**1.Morterone**	12.768
2.Sesto San Giovanni	67,3	**2.Brescia**	40	**2.Maccastorna**	8.127
3.Cusano Milanino	64,6	**3.Cremona**	20	**3.Rocca de' Giorgi**	6.384

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Mariana Mantovana	14,1	**1.S.Giorgio di Mantova**	23	**1.S. Cipriano Po**	174
2.S. Cipriano Po	10,0	**2.Nerviano**	23	**2.Mariana Mantovana**	158
3.S. Giorgio di Mantova	6,1	**3.Milano**	19	**3.Rognano**	73

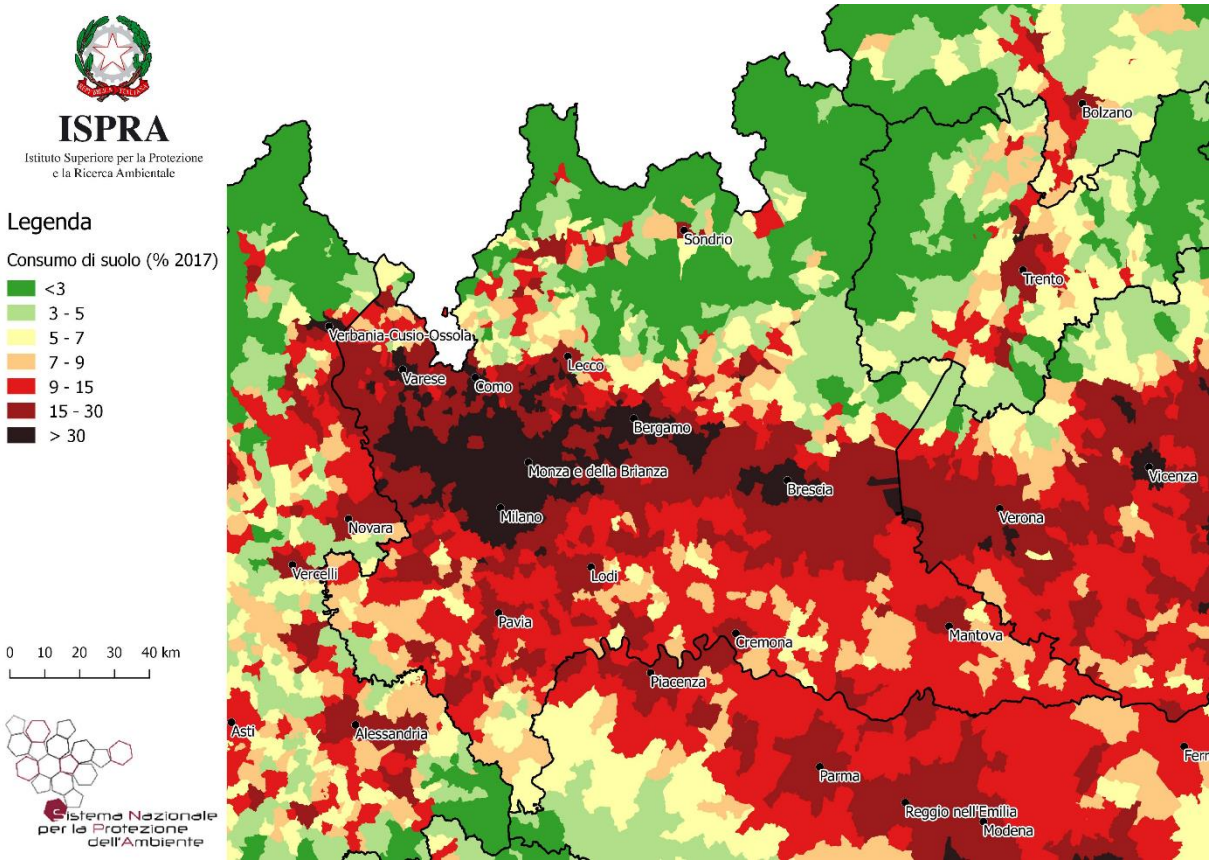


Figura 120 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

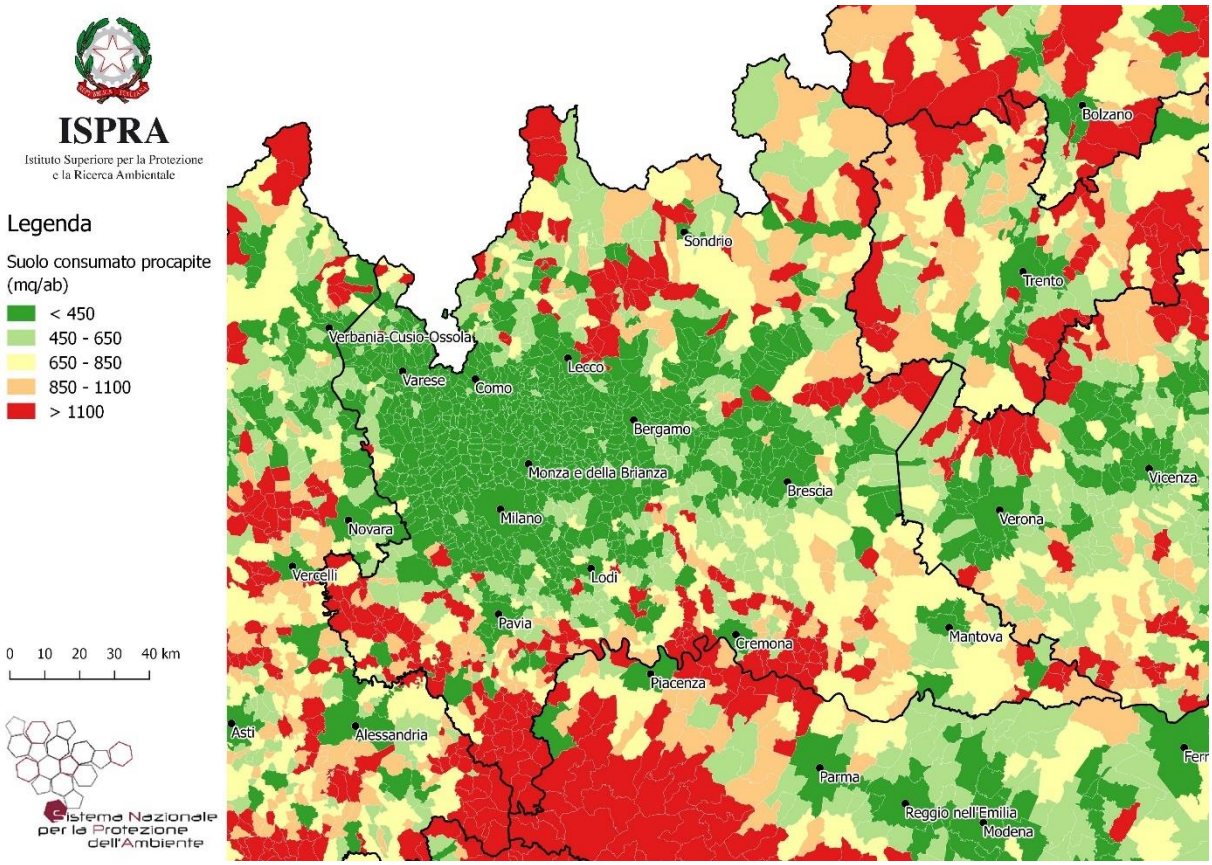


Figura 121 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

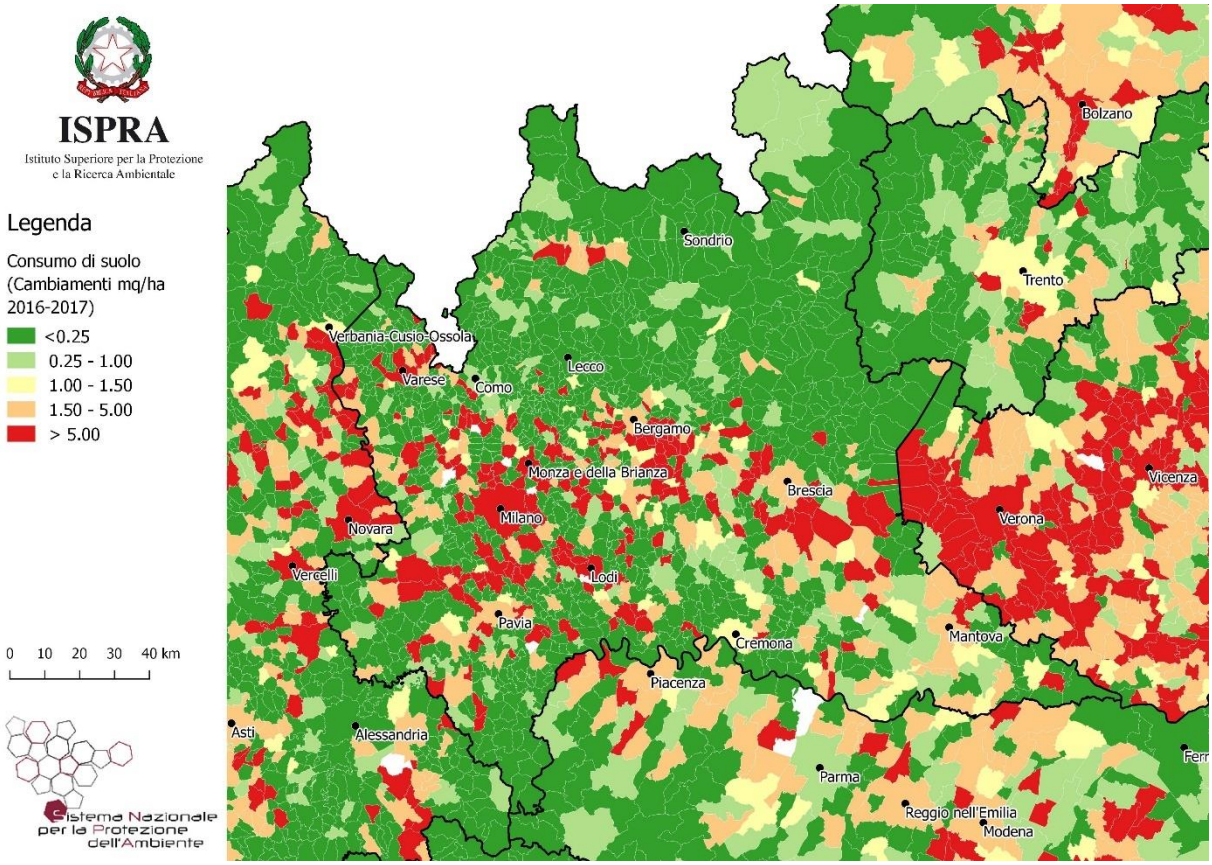


Figura 122 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

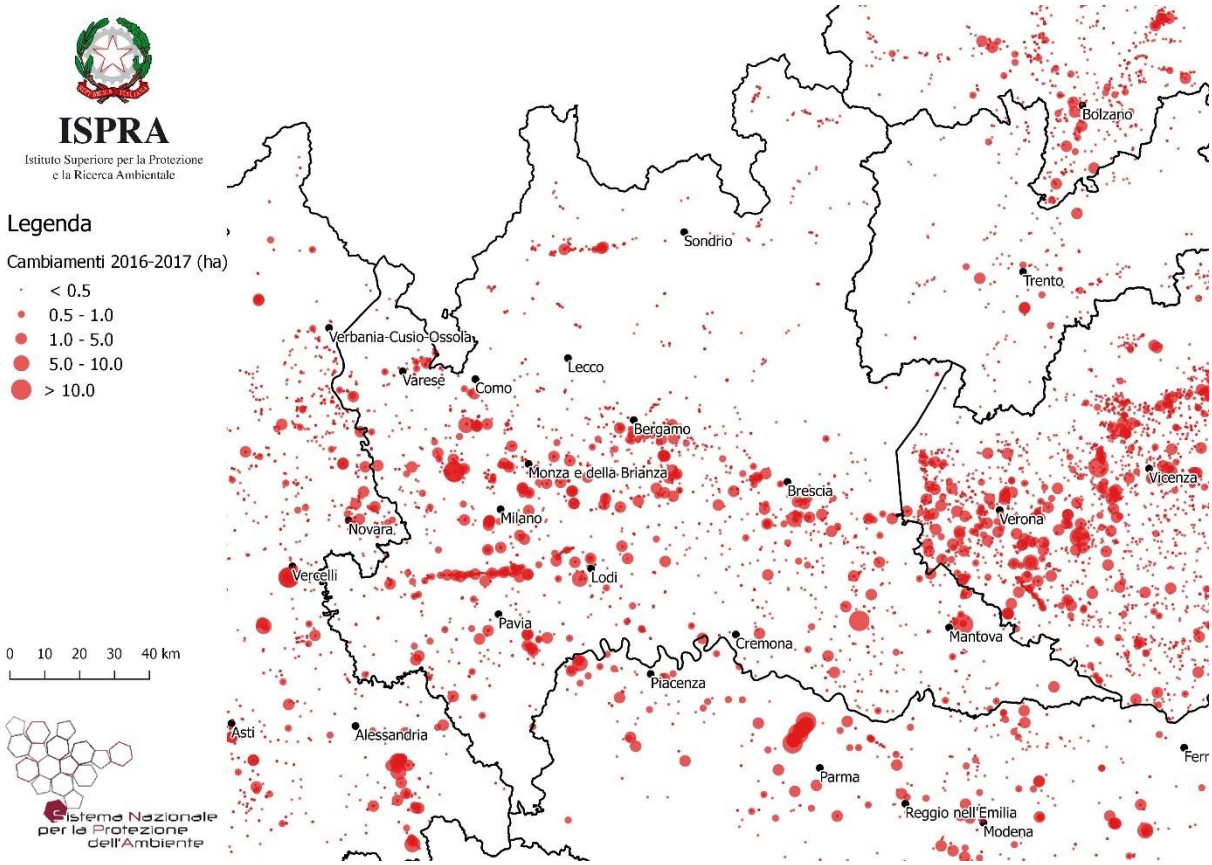


Figura 123 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

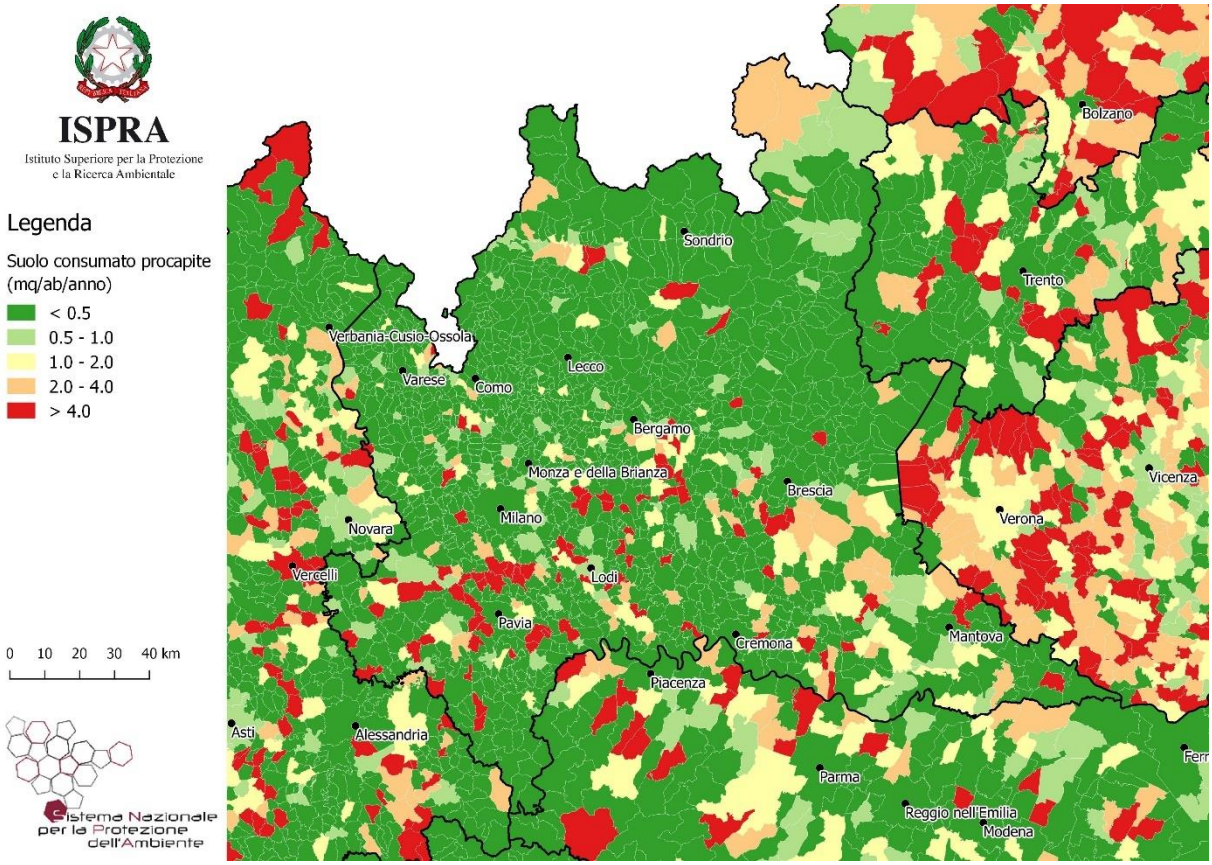
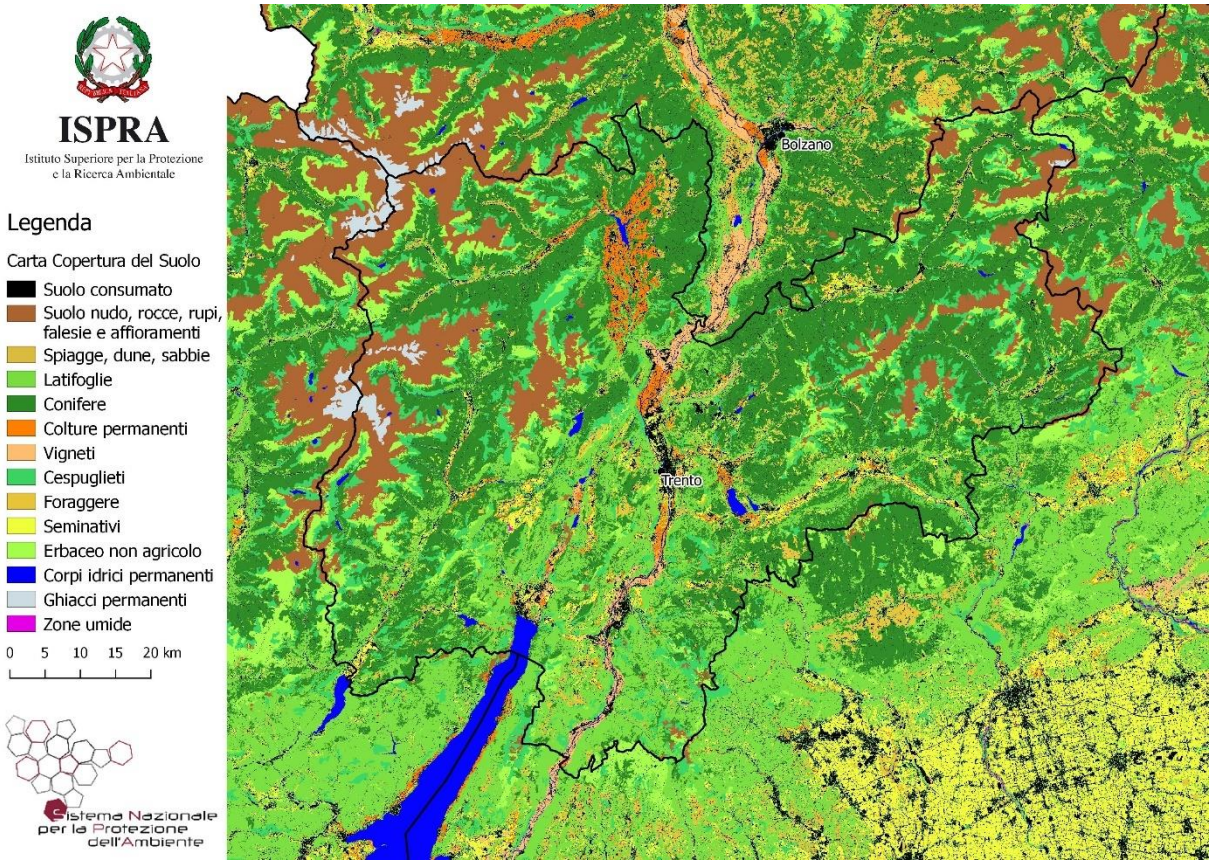


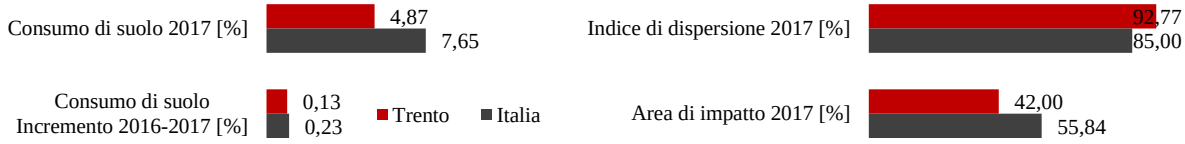
Figura 124 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.4 *Provincia Autonoma di Trento*

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ISPRA

AGENZIA PROVINCIALE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Trento	4,9	4,9	302	561	0,13	40	0,7
Regione	4,5	4,6	618	582	0,40	243	2,3

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Lavis	29,9	1.Trento	29	1.Vignola-Falesina	3.896
2.Albiano	20,5	2.Rovereto	10	2.Palù del Fersina	2.710
3.San Michele all'Adige	19,7	3.Pergine Valsugana	7	3.Cinte Tesino	2.567

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Calliano	4,4	1.Calliano	3	1.Cis	33
2.Cis	3,8	2.Levico Terme	2	2.Sover	25
3.Sover	2,9	3.Sover	2	3.Calliano	15

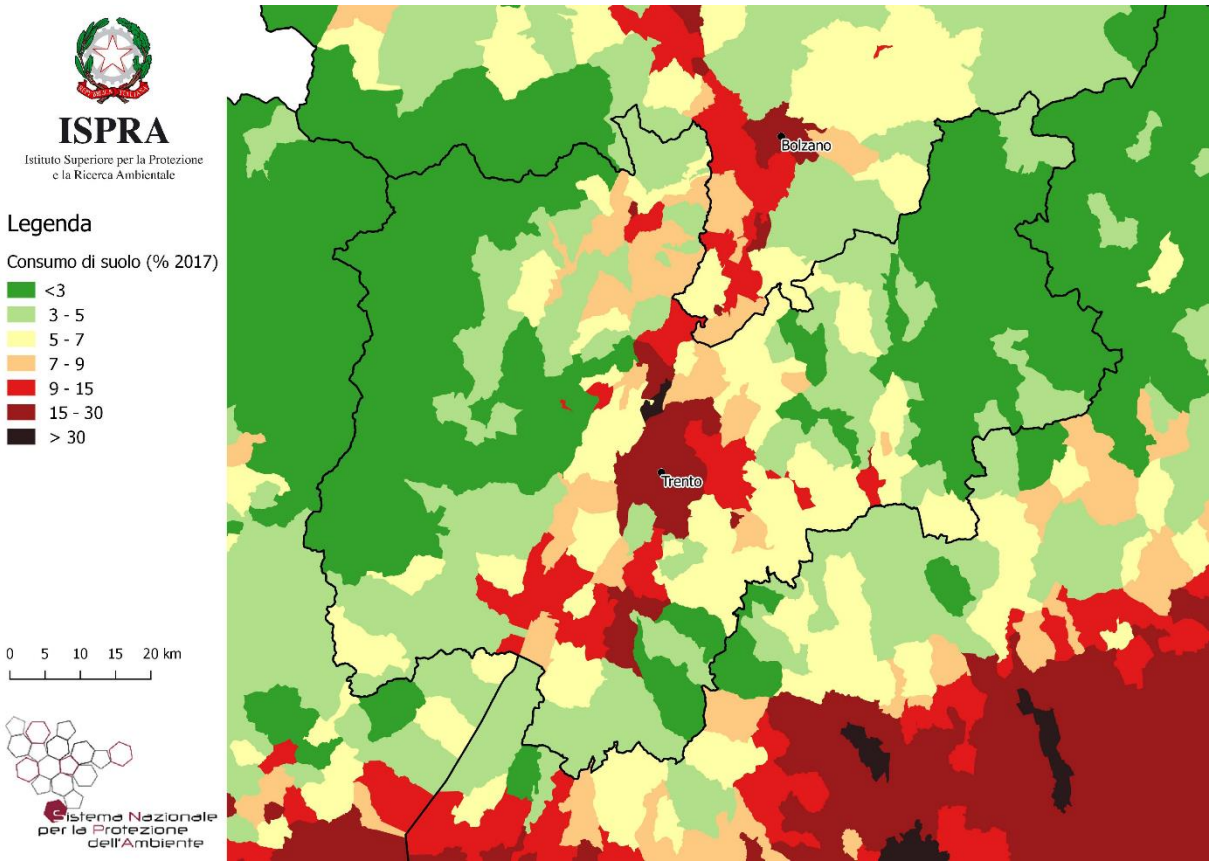


Figura 125 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

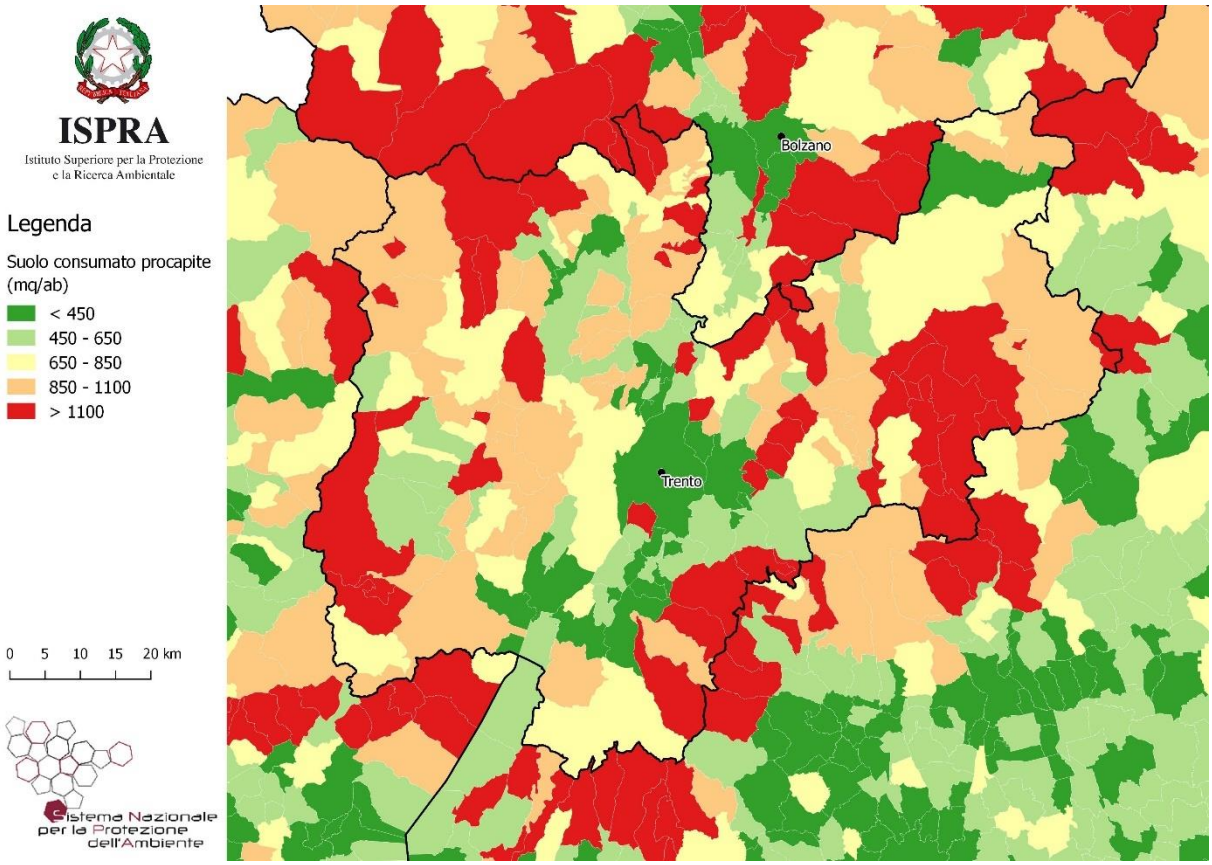


Figura 126 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

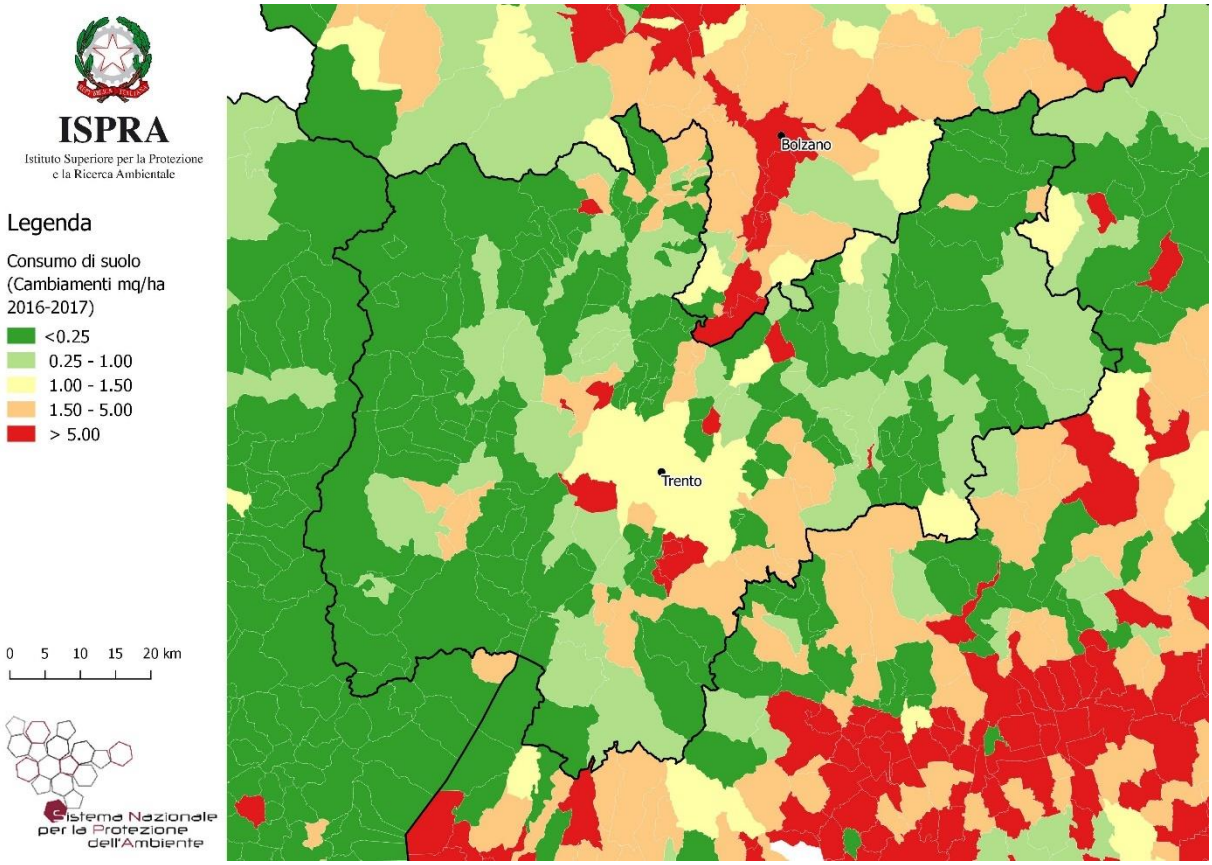


Figura 127 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

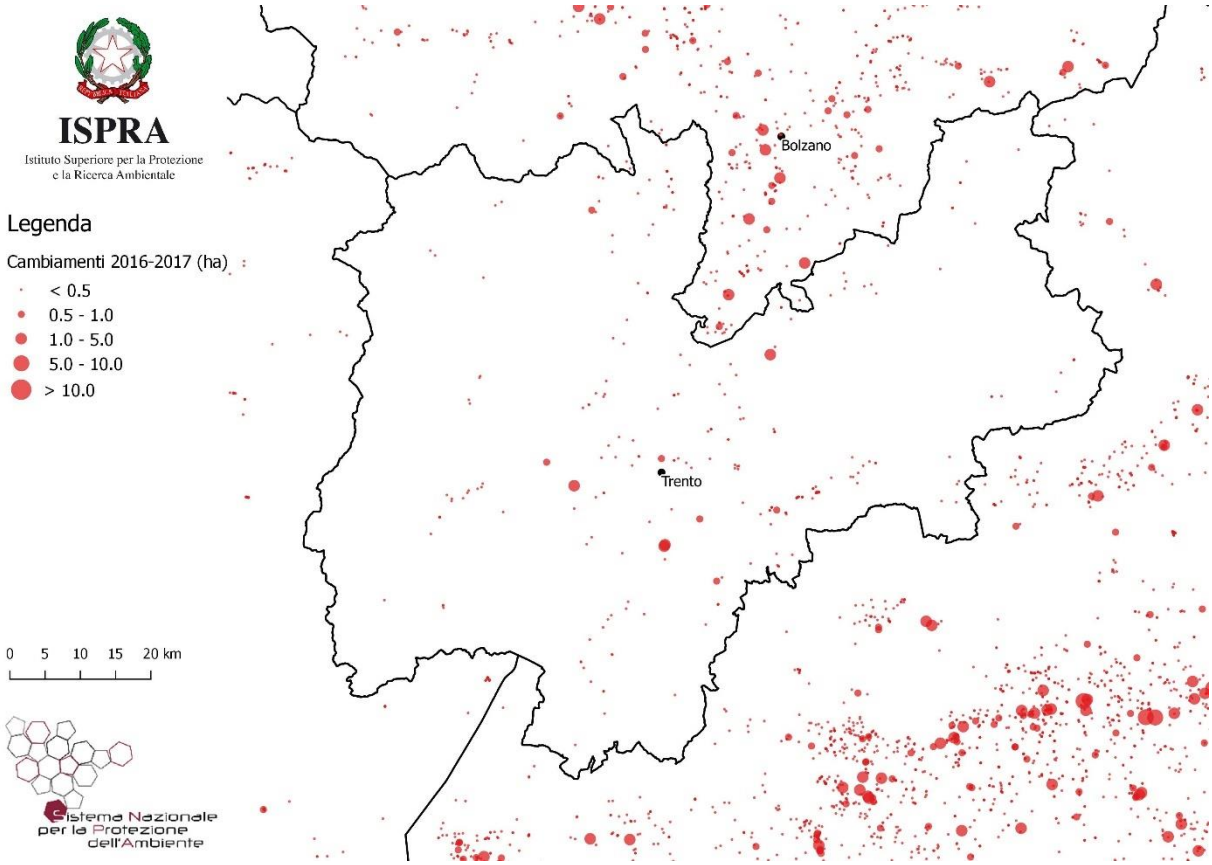


Figura 128 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

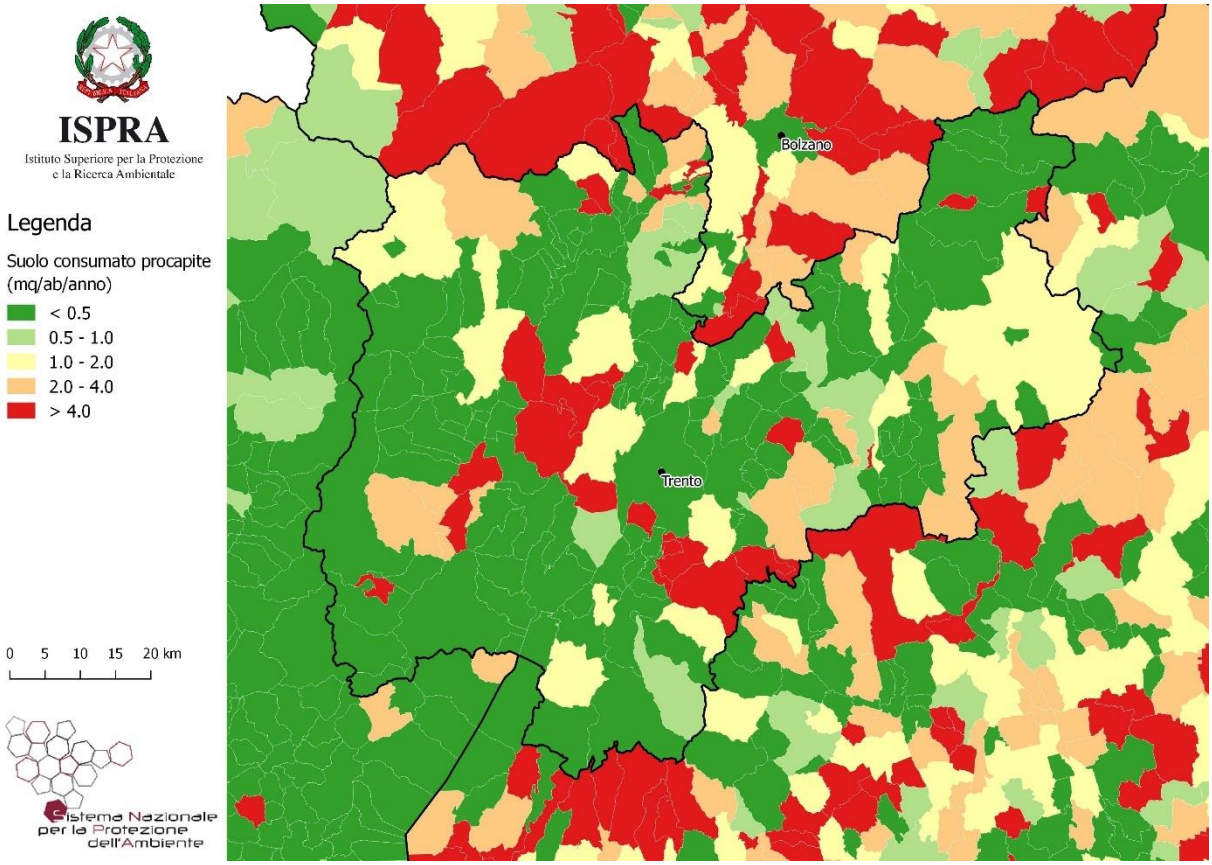
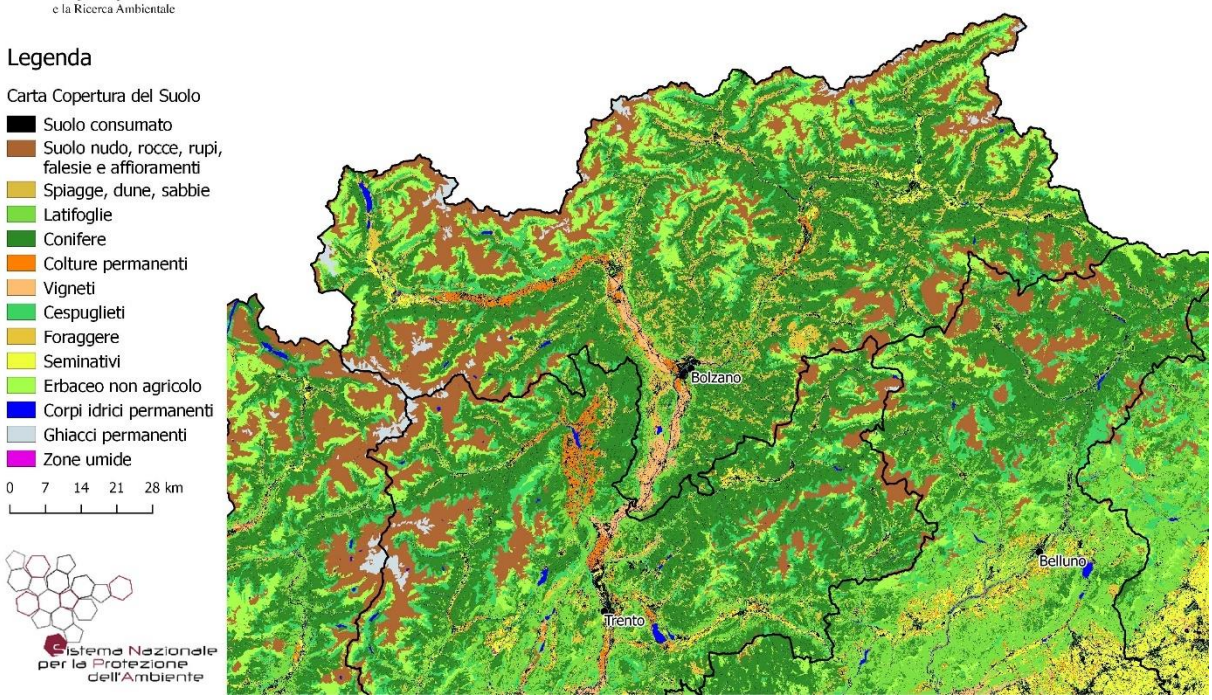
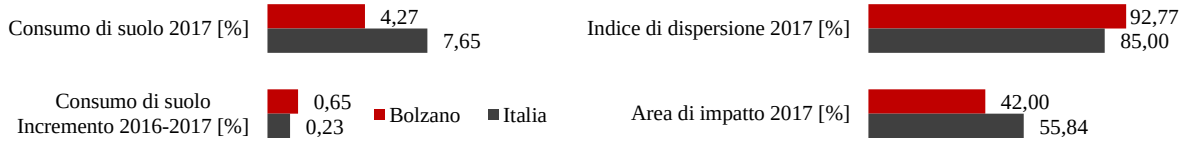


Figura 129 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.5 *Provincia Autonoma di Bolzano*

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di APPA Bolzano





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Bolzano	4,3	4,3	316	603	0,65	203	3,9
Regione	4,5	4,6	618	582	0,40	243	2,3

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Bolzano	26,9	**1.Bolzano**	14	**1.Braies**	2.671
2.Merano	23,6	**2.Sarentino**	9	**2.Fortezza**	2.084
3.Cortina sulla Strada del Vino	18,0	**3.Bressanone**	8	**3.Avelengo**	1.894

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Fortezza	5,3	**1.Bressanone**	13	**1.Fortezza**	105
2.Varna	2,9	**2.Fortezza**	11	**2.Brennero**	33
3.Brennero	2,1	**3.Varna**	9	**3.Braies**	26

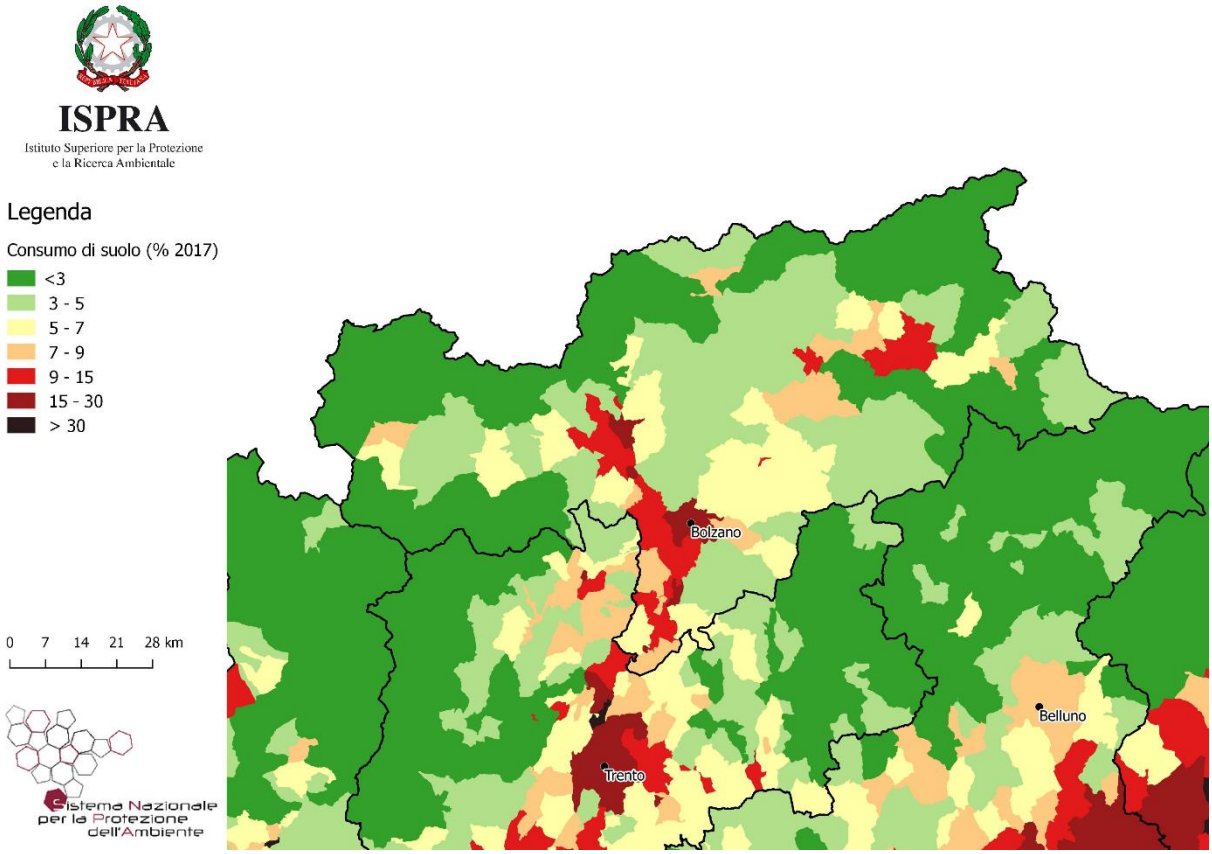


Figura 130 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

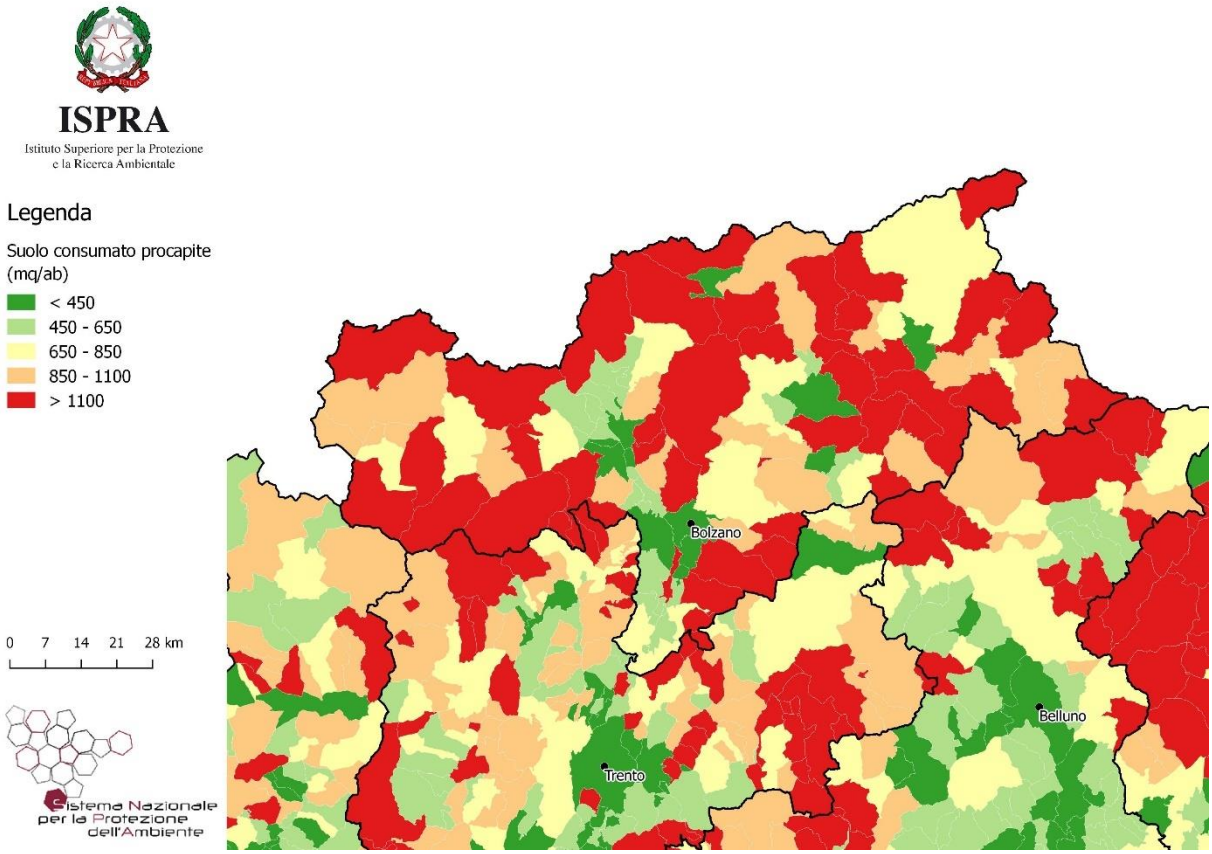


Figura 131 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

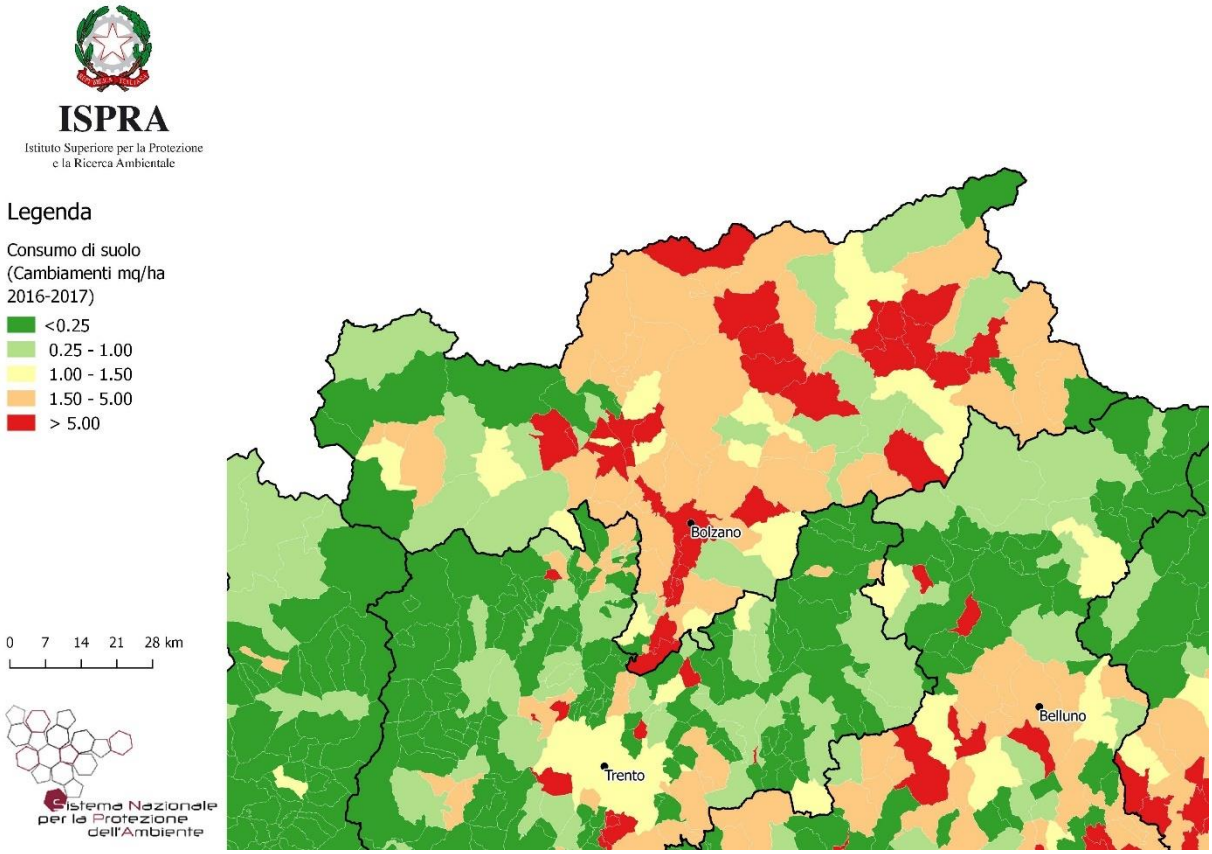


Figura 132 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

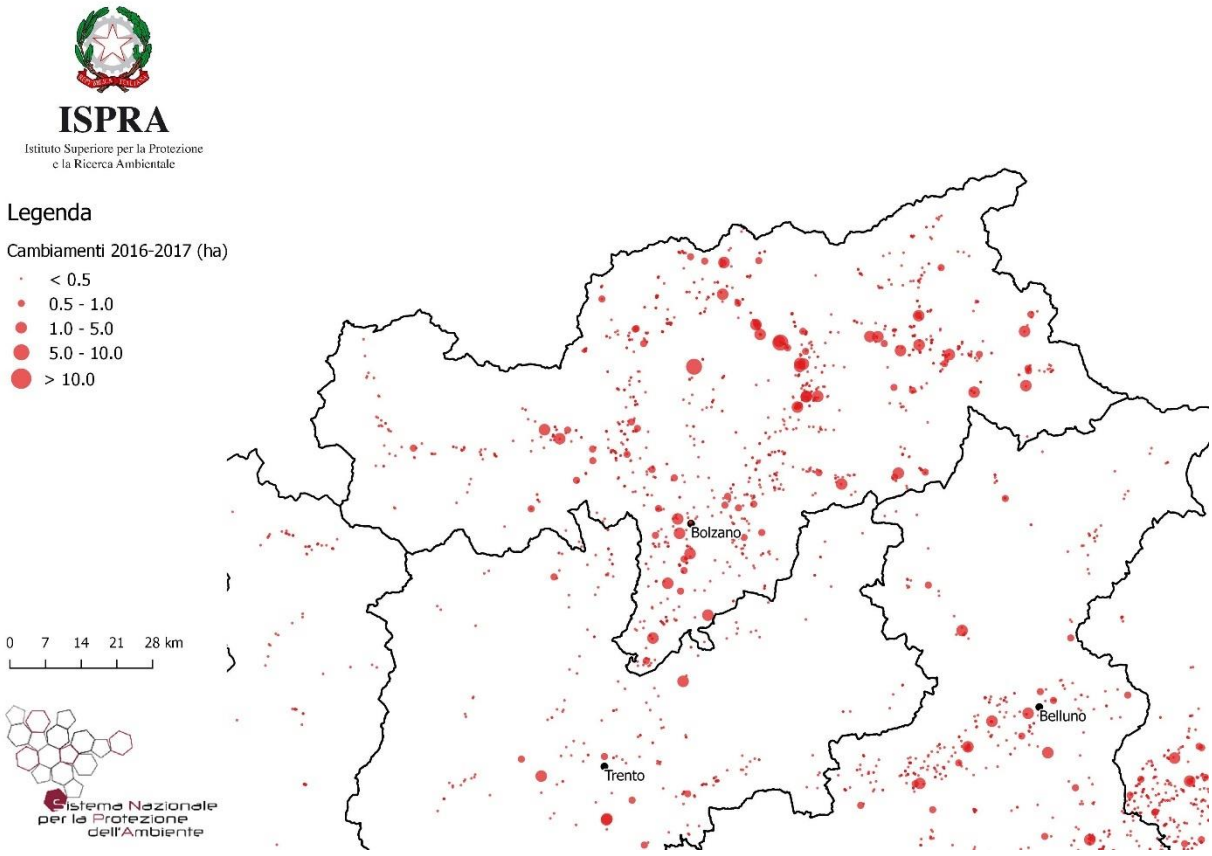


Figura 133 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

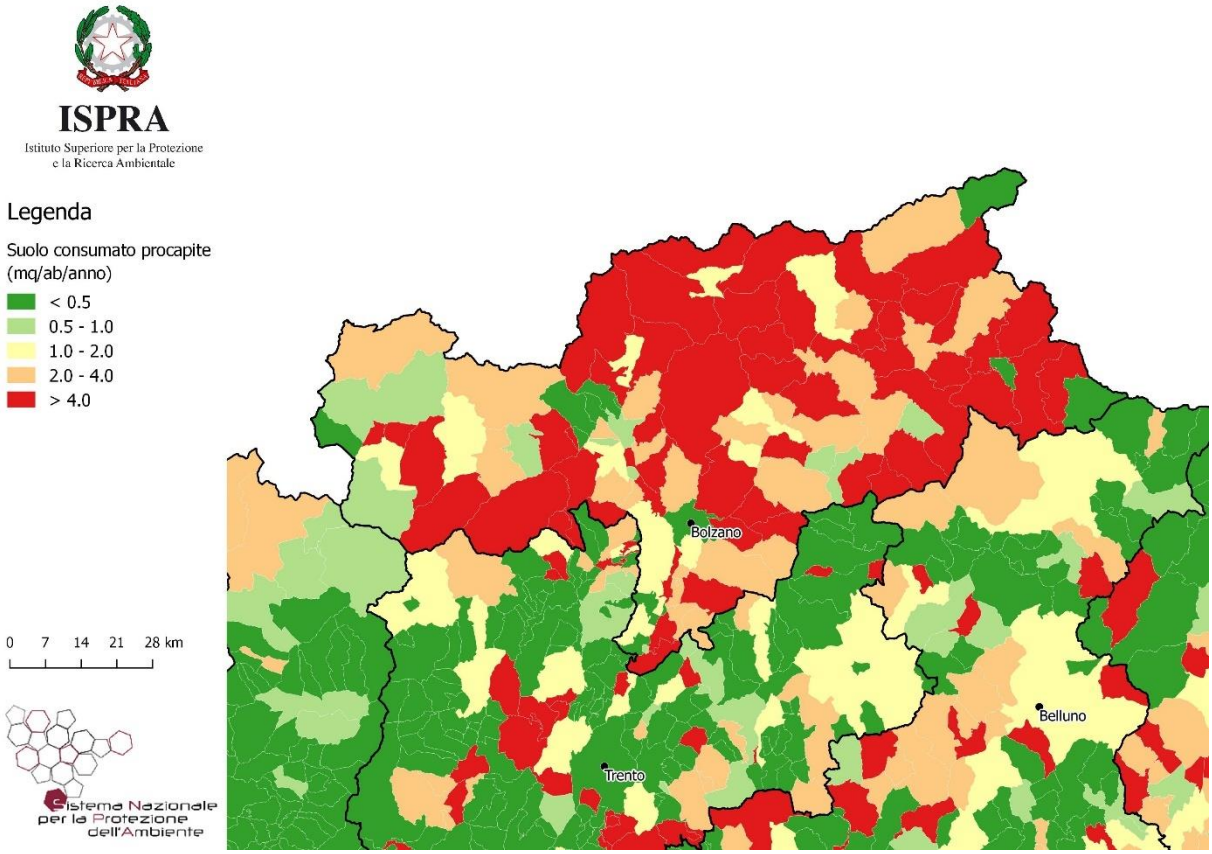
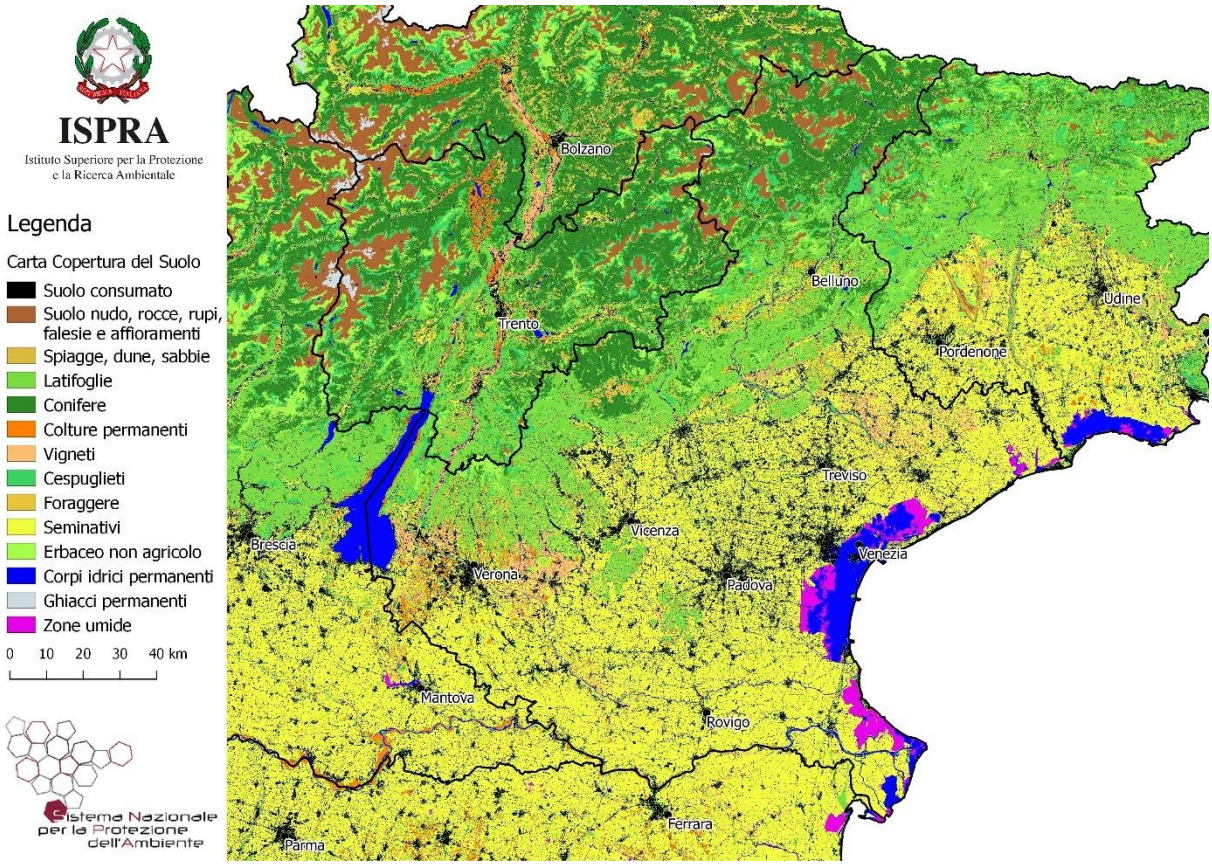
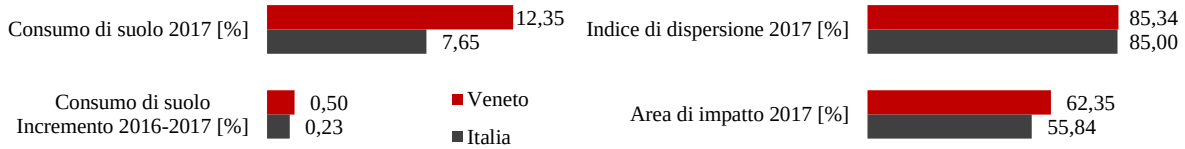


Figura 134 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.6 Regione Veneto

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Veneto





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Belluno	3,4	3,4	122	592	0,39	48	2,3
Padova	19,0	19,4	408	436	0,31	125	1,3
Rovigo	9,0	9,7	164	686	0,06	10	0,4
Treviso	17,0	17,2	422	476	0,49	204	2,3
Venezia	14,8	17,5	365	427	0,57	208	2,4
Verona	13,6	14,5	423	459	0,71	300	3,3
Vicenza	13,3	13,3	362	418	0,66	239	2,8
Regione	12,4	12,9	2.265	462	0,50	1.134	2,3

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Padova	49,4	**1.Venezia**	72	**1.Ferrara di Monte Baldo**	3.009
2.Noventa Padovana	44,0	**2.Verona**	57	**2.Laghi**	2.560
3.Spinea	43,3	**3.Padova**	46	**3.Erbezzo**	2.336

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Trissino	12,9	**1.Trissino**	51	**1.Portobuffolè**	135
2.Portobuffolè	11,6	**2.Verona**	40	**2.Trissino**	58
3.Arcole	4,8	**3.Venezia**	37	**3.Concamarise**	33

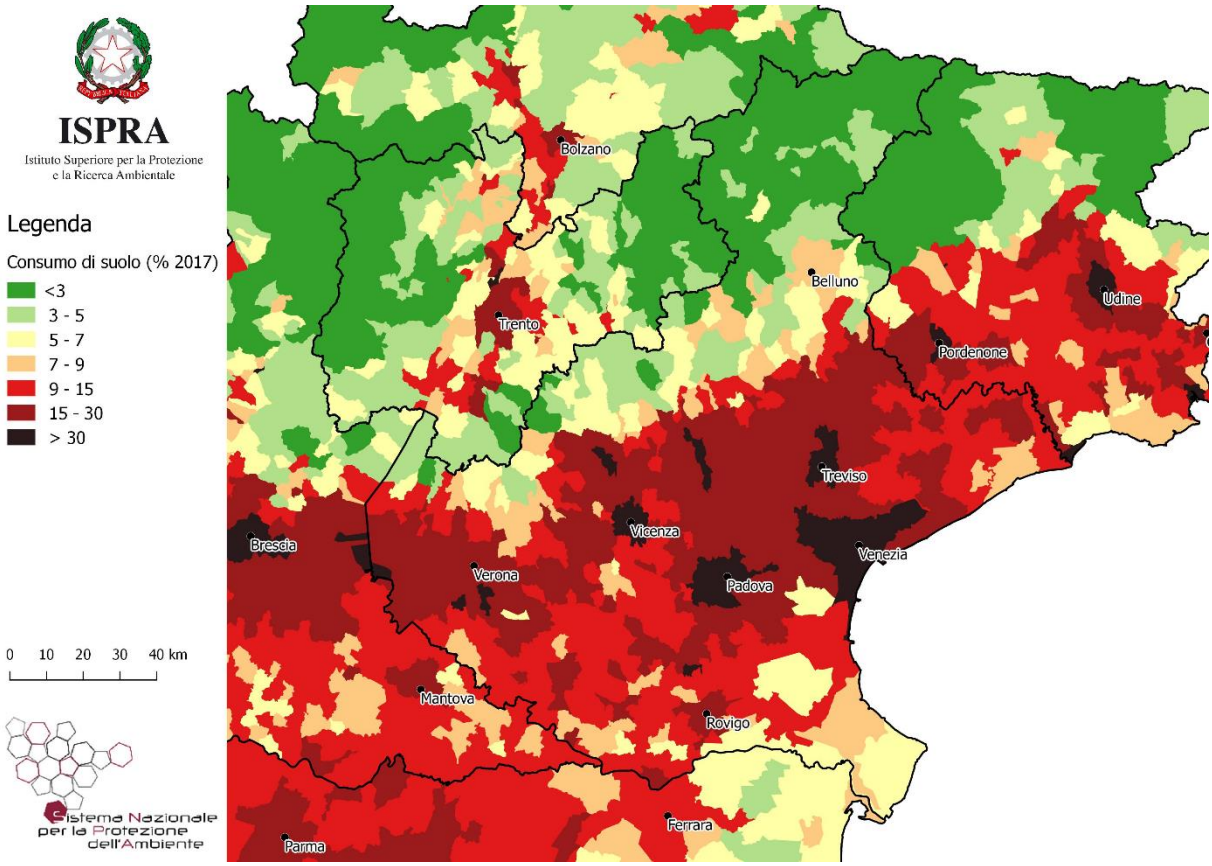


Figura 135 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

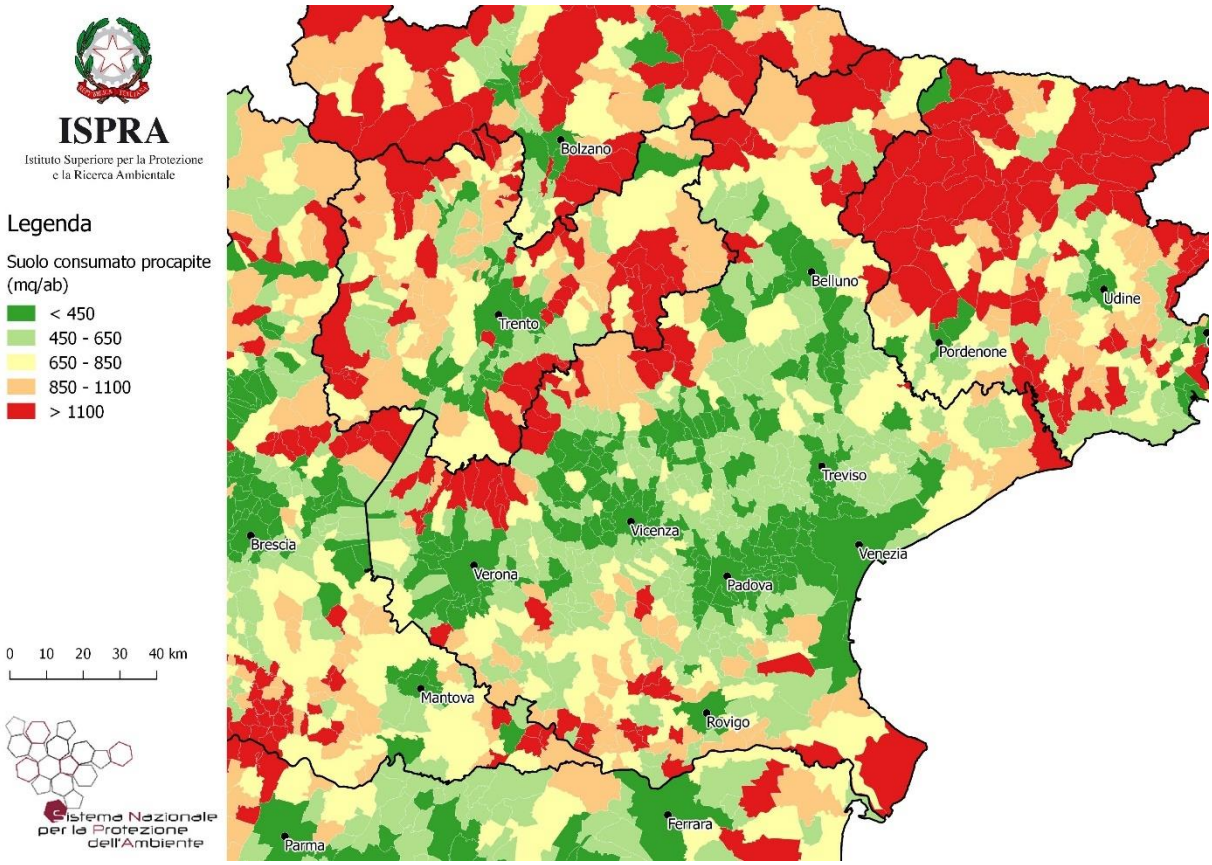


Figura 136 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

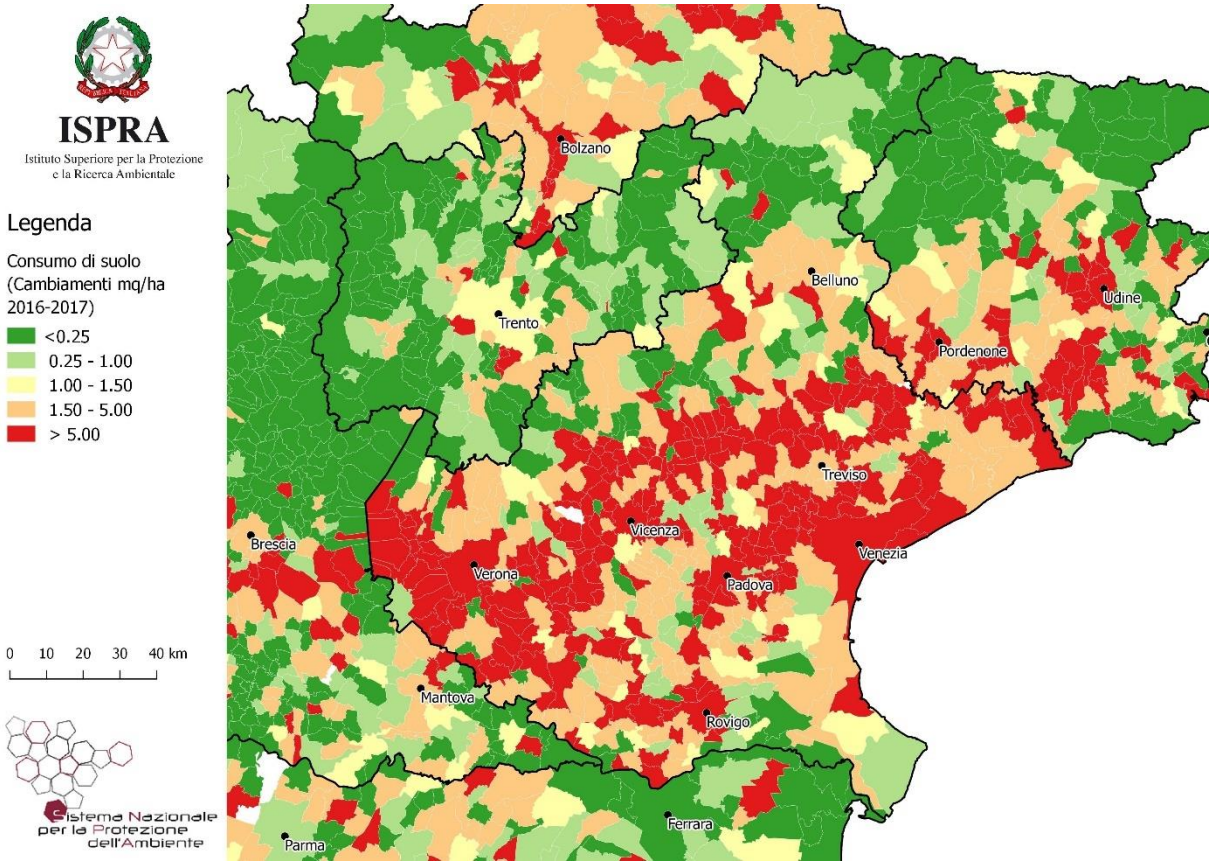


Figura 137 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

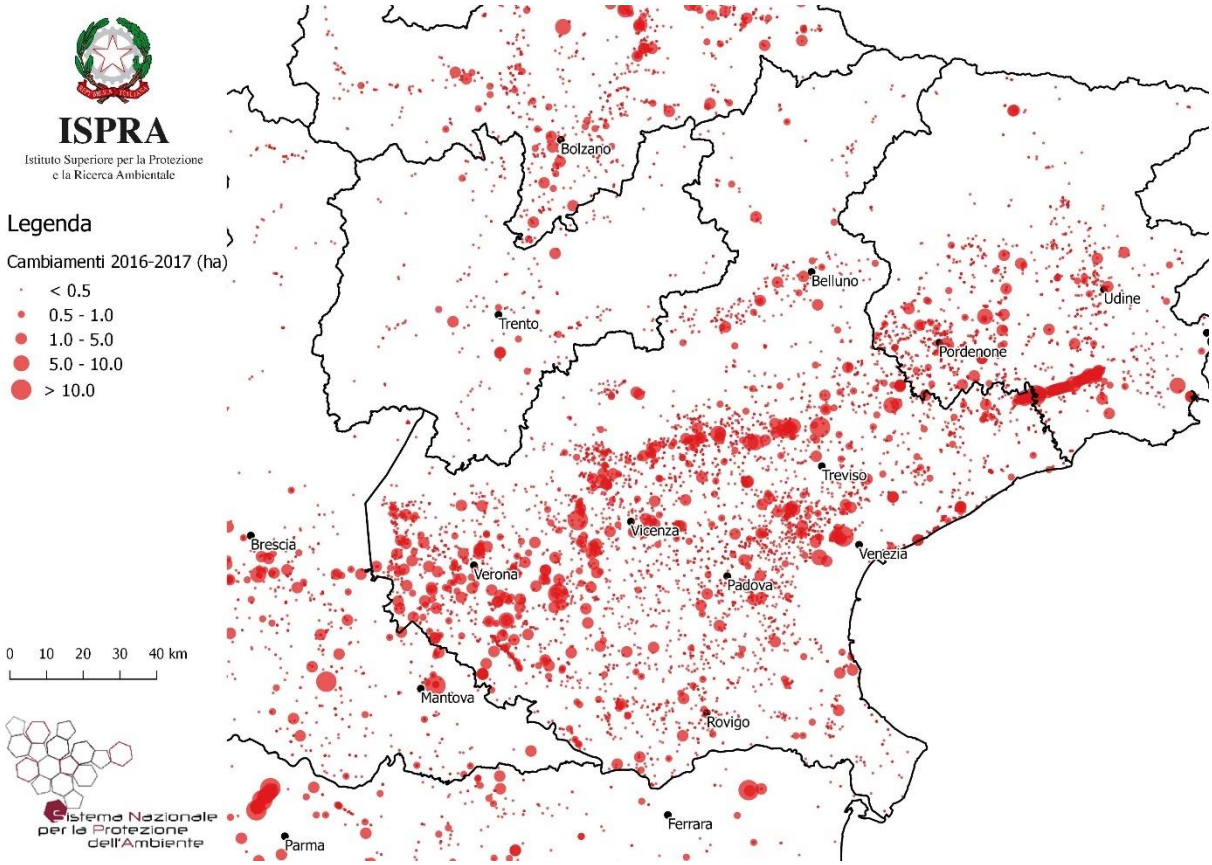


Figura 138 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

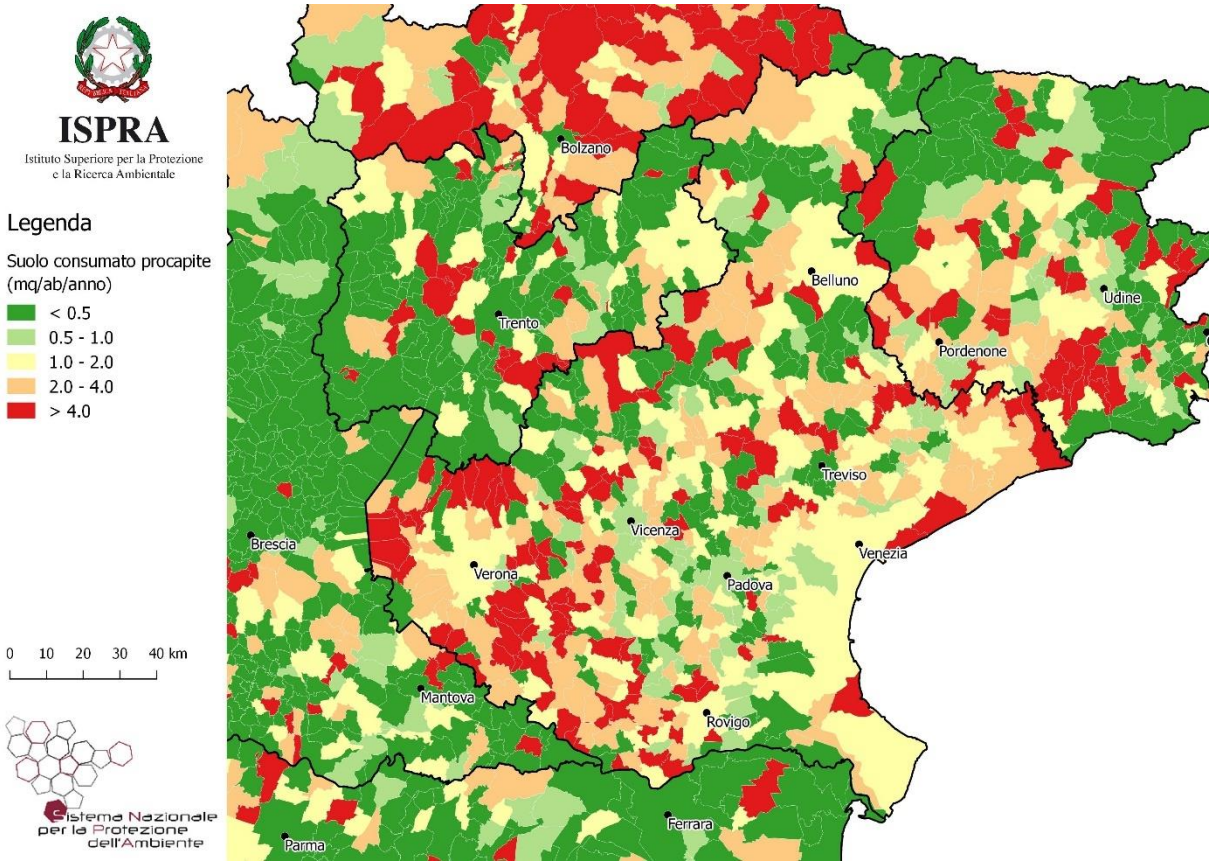
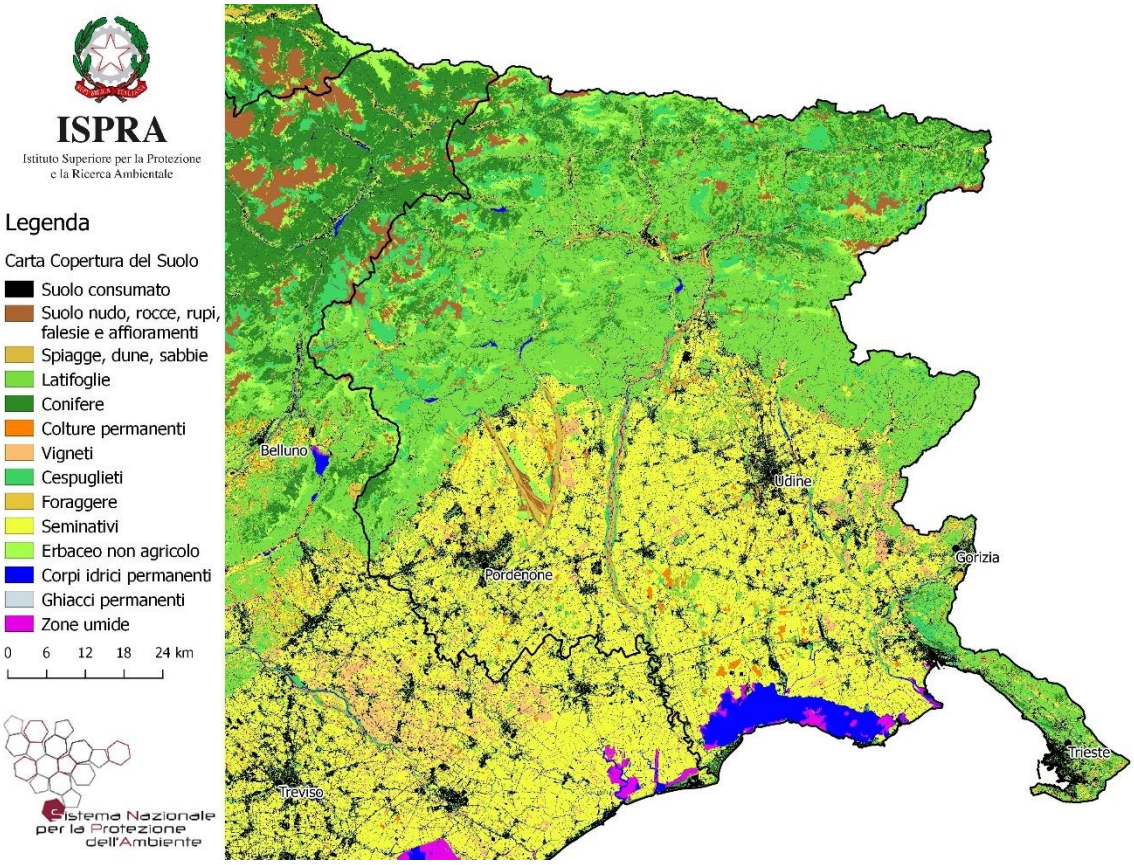
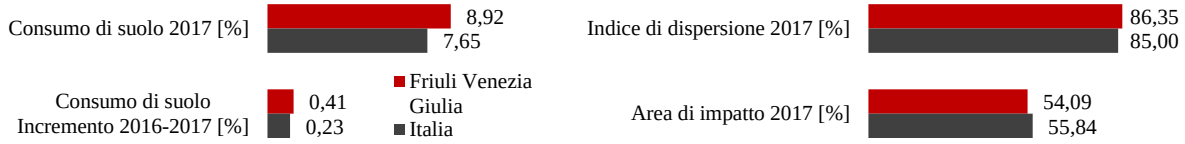


Figura 139 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.7 *Regione Friuli Venezia Giulia*

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Friuli Venezia Giulia





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Gorizia	14,3	16,6	67	477	0,24	16	1,1
Pordenone	9,1	9,1	206	659	0,41	83	2,7
Trieste	23,1	23,1	49	209	0,20	10	0,4
Udine	7,7	7,9	384	723	0,48	182	3,4
Regione	8,9	9,1	706	579	0,41	291	2,4

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Monfalcone	49,8	**1.Trieste**	30	**1.Drenchia**	4.770
2.Udine	42,4	**2.Udine**	24	**2.Dogna**	4.502
3.Pordenone	40,6	**3.Pordenone**	15	**3.Barcis**	4.121

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Muzzana del Turgnano	7,9	**1.Porpetto**	16.7	**1. Ronchis**	82
2.Porpetto	7,8	**2.Ronchis**	16,7	**2.Porpetto**	65
3.Ronchis	7,2	**3.Muzzana del Turgnano**	16,0	**3.Muzzana del Turgnano**	63

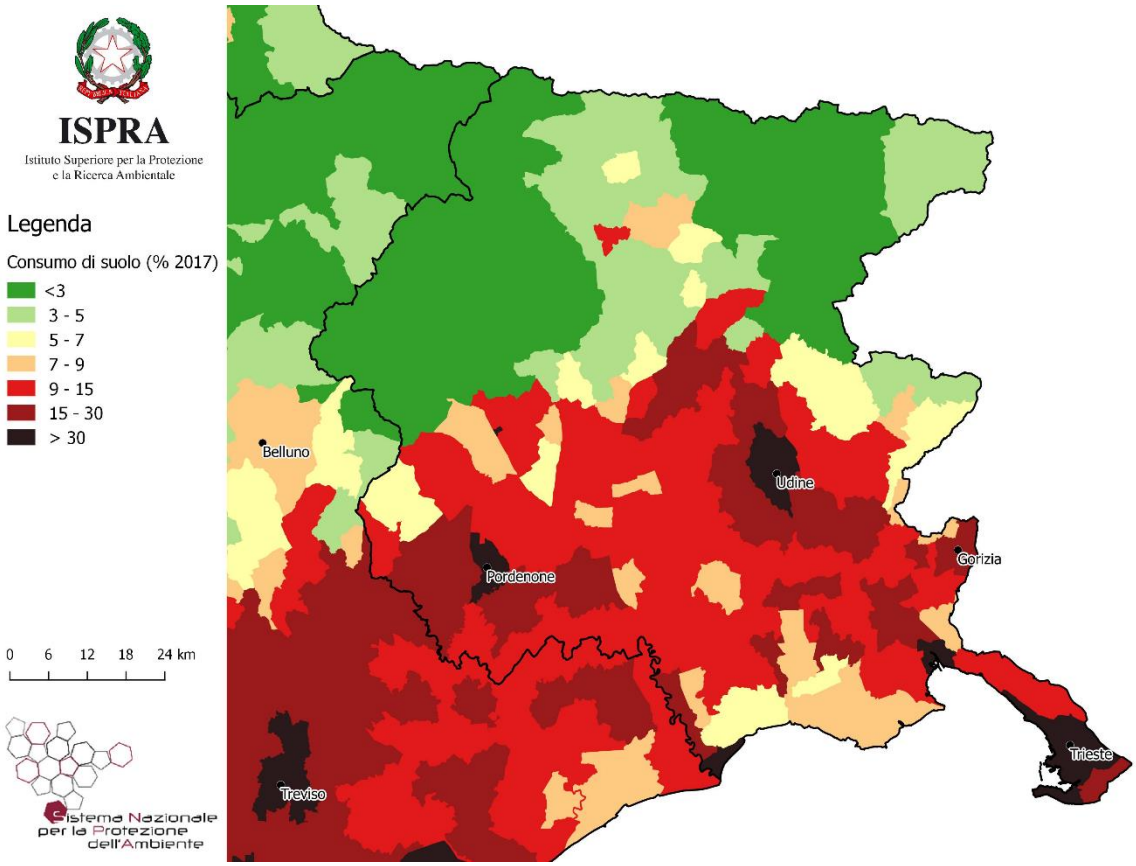


Figura 140 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

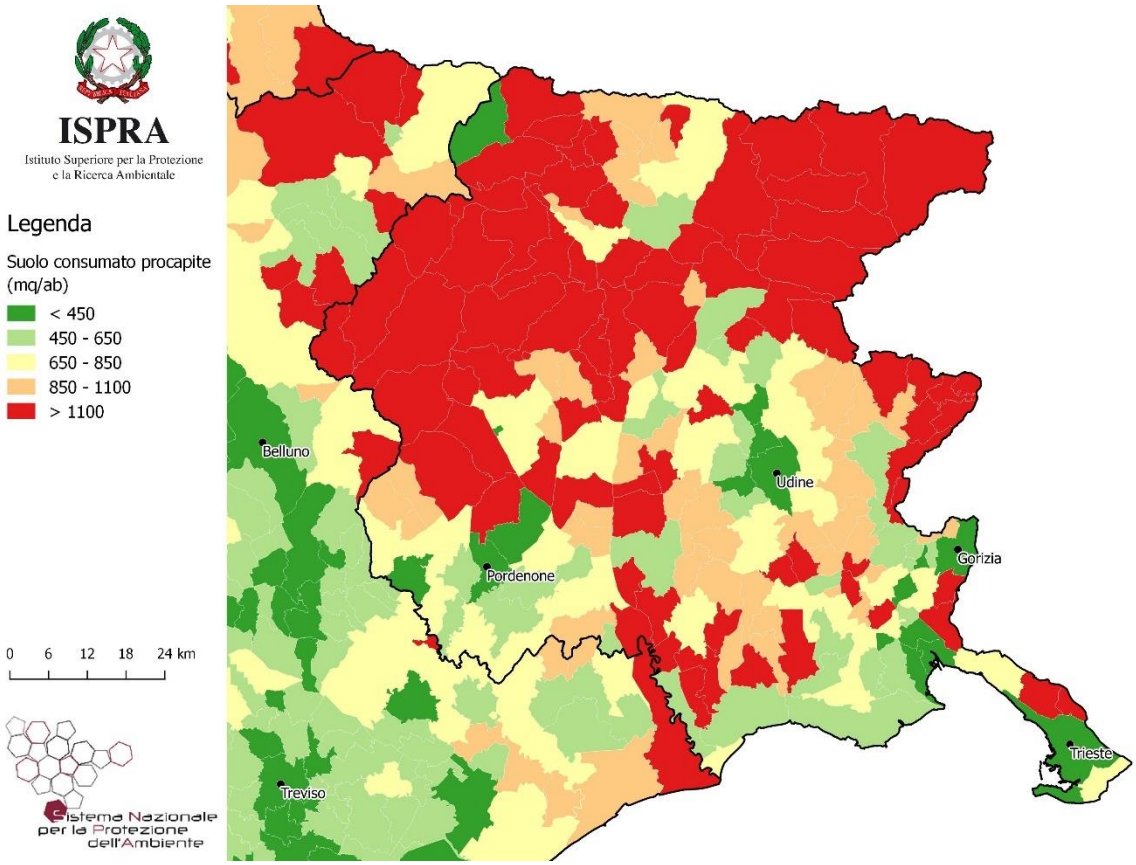


Figura 141 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

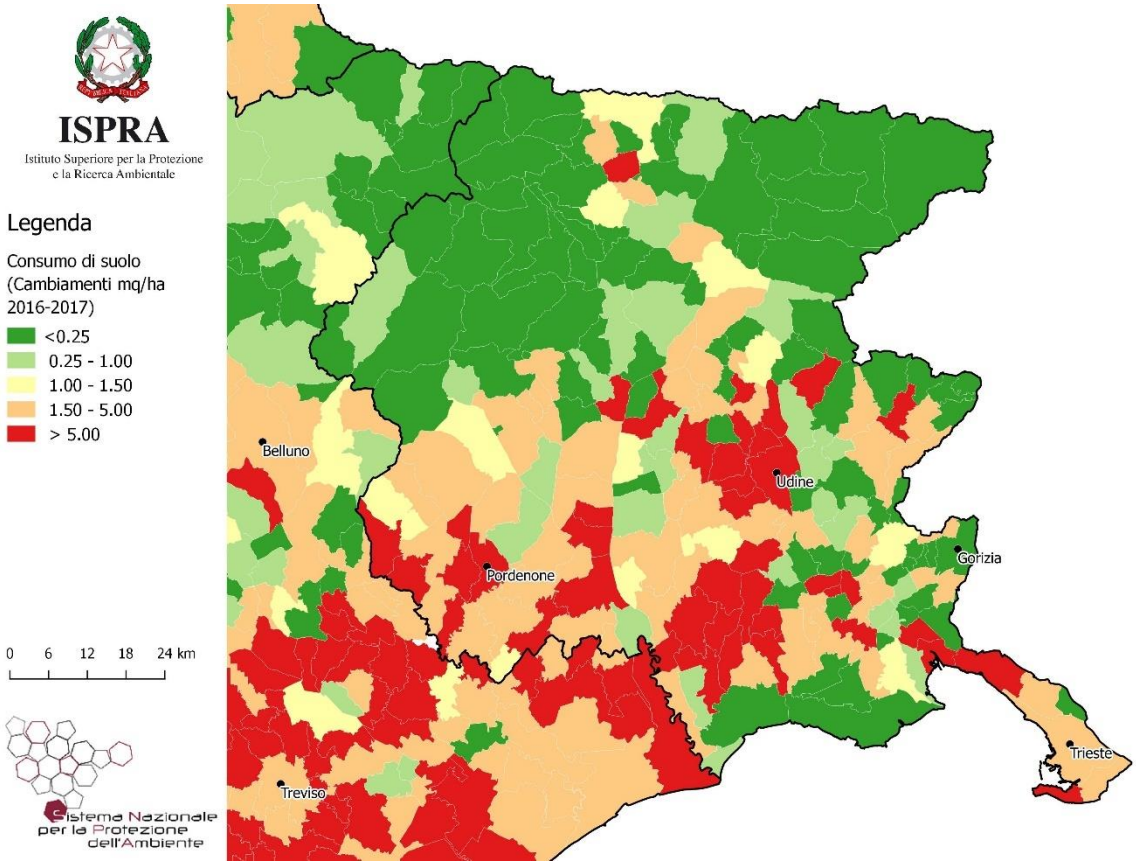


Figura 142 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

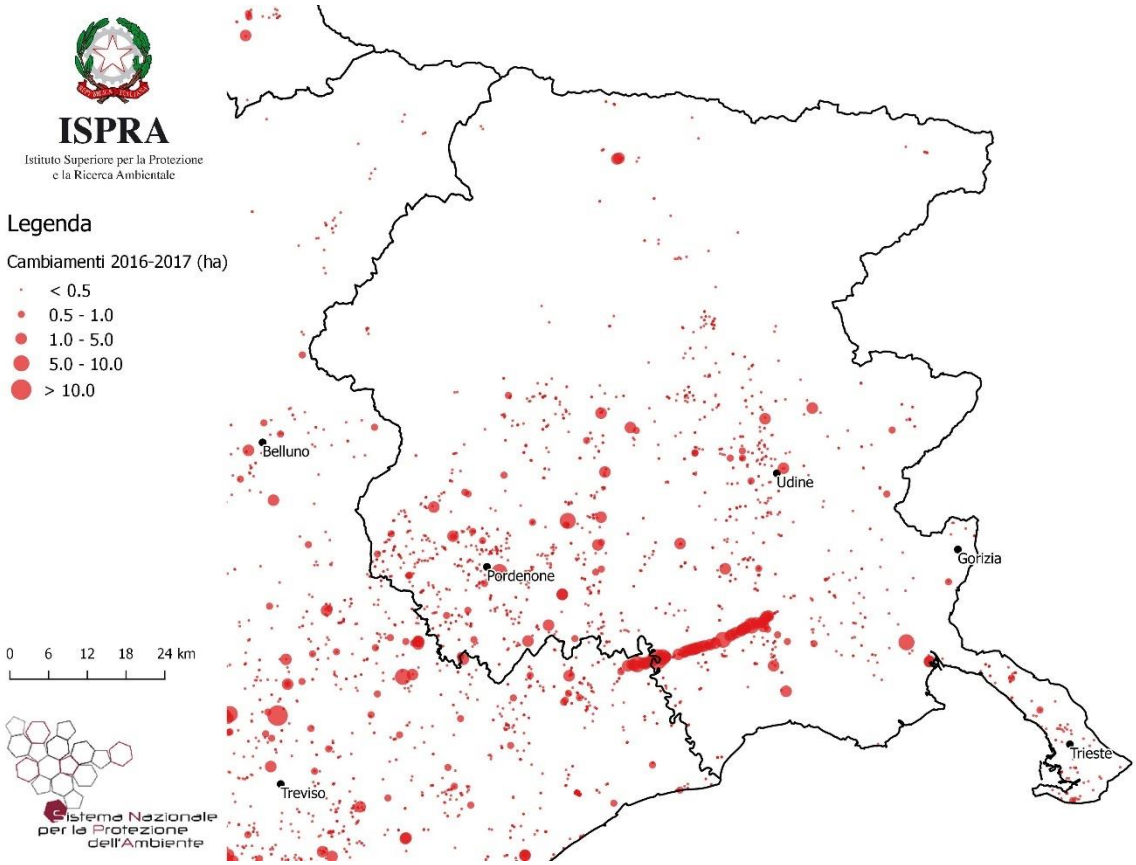


Figura 143 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

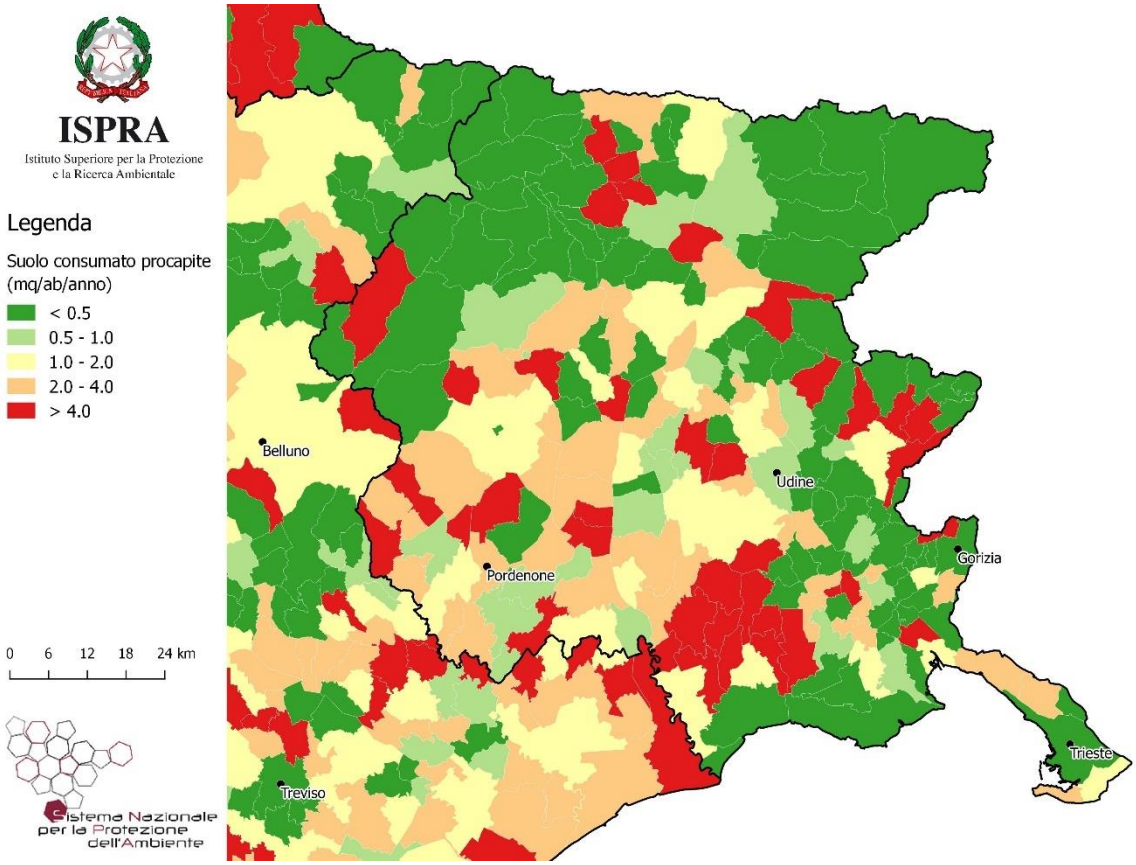
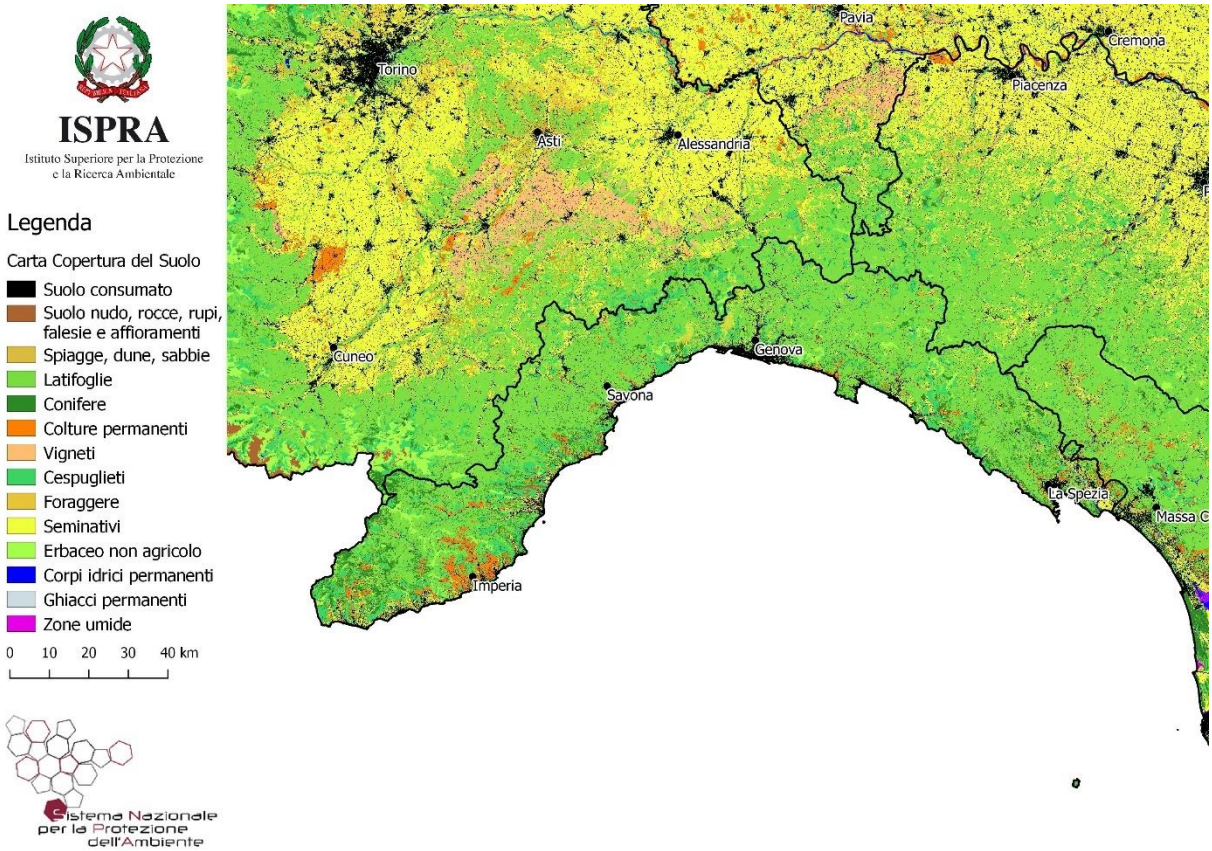
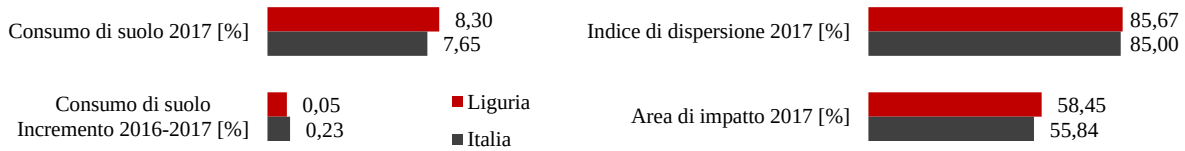


Figura 144 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.8 *Regione Liguria*

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Liguria





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Genova	8,5	8,5	156	184	0,06	9	0,1
Imperia	7,8	7,8	90	420	0,05	5	0,2
La Spezia	8,9	9,0	79	357	0,04	3	0,1
Savona	8,1	8,1	125	446	0,04	5	0,2
Regione	8,3	8,3	450	287	0,05	22	0,1

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.San Lorenzo al Mare	42,8	1.Genova	58	1.Fascia	6.560
2.Santo Stefano al Mare	40,6	2.La Spezia	15	2.Gorreto	5.124
3.Riva Ligure	40,0	3.Sanremo	12	3.Castelvecchio di Rocca Barbena	4.938

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Albissola Marina	0,8	1.Genova	6	1.Testico	8
2.Chiusavecchia	0,6	2.La Spezia	1	2.Chiusavecchia	4
3.Casella	0,4	3.Ventimiglia	1	3.Cervo	2

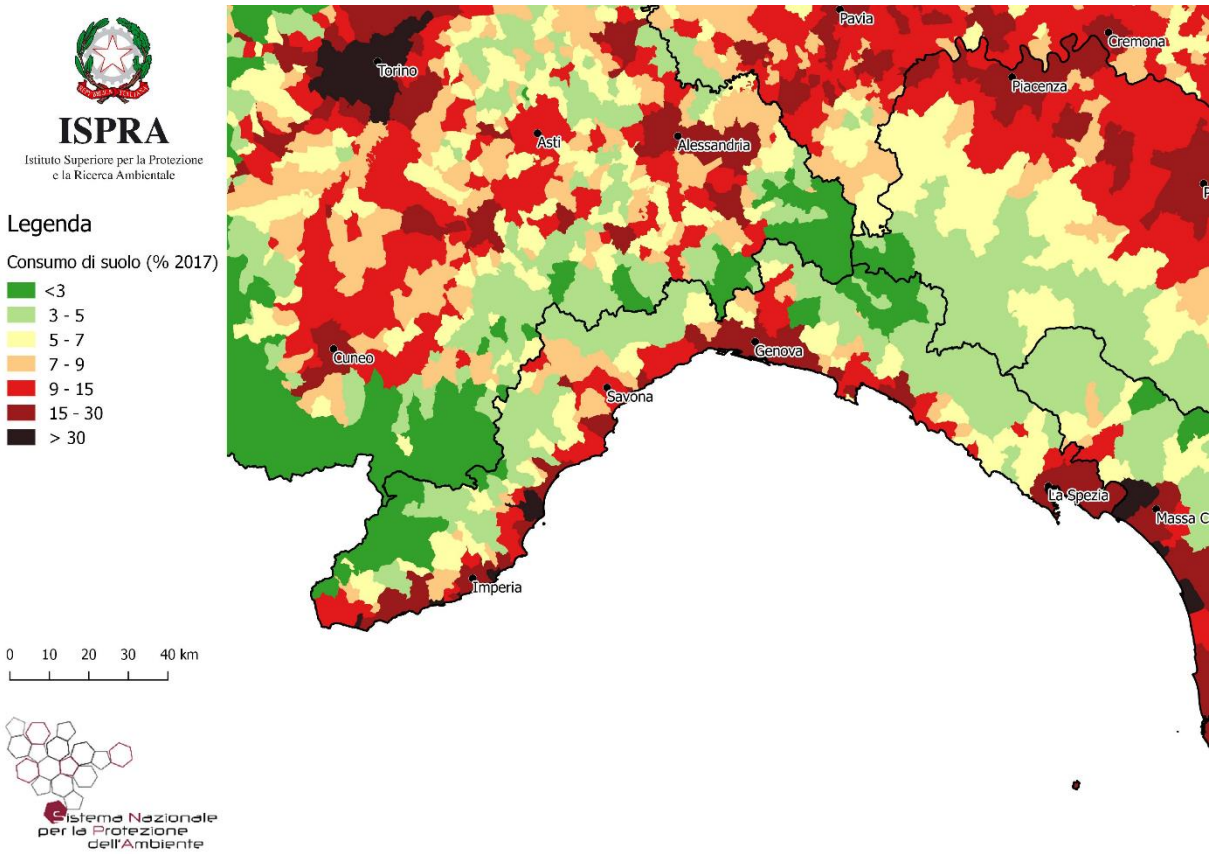


Figura 145 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

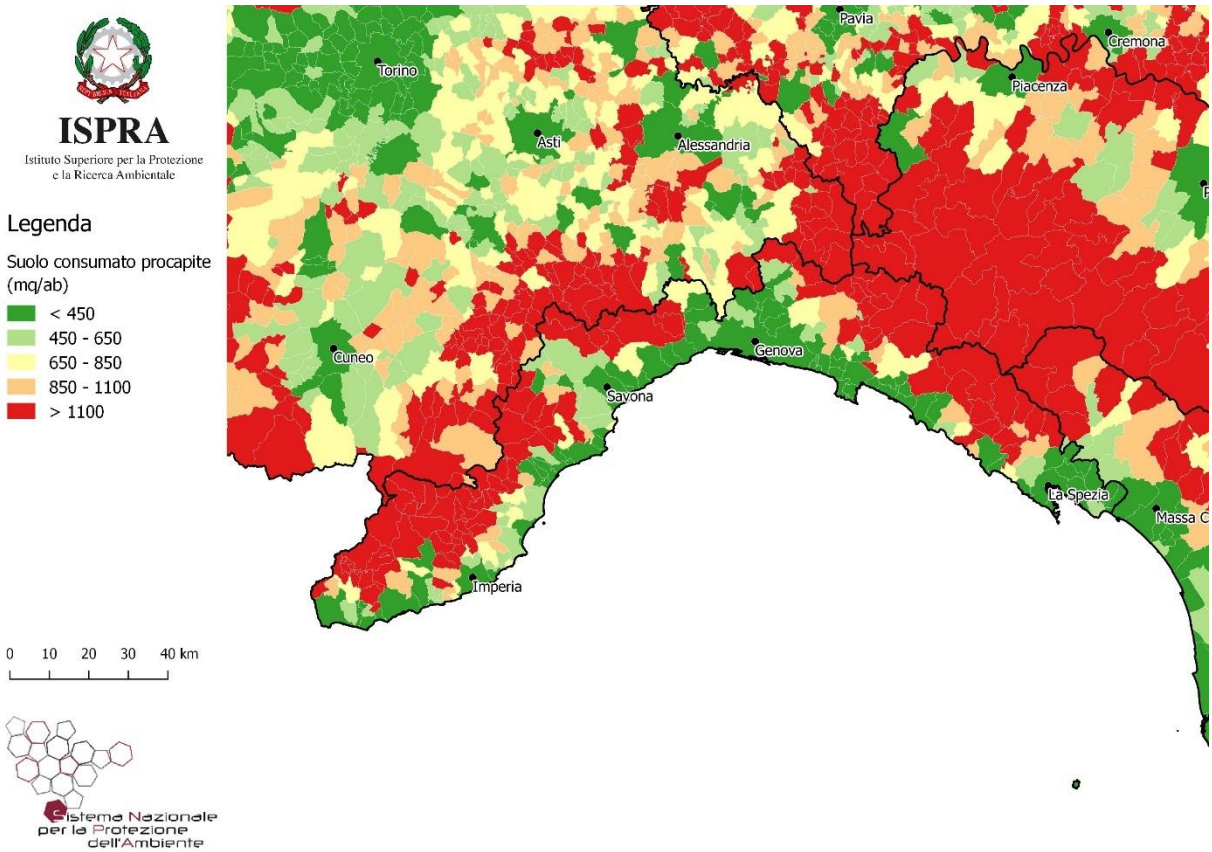


Figura 146 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

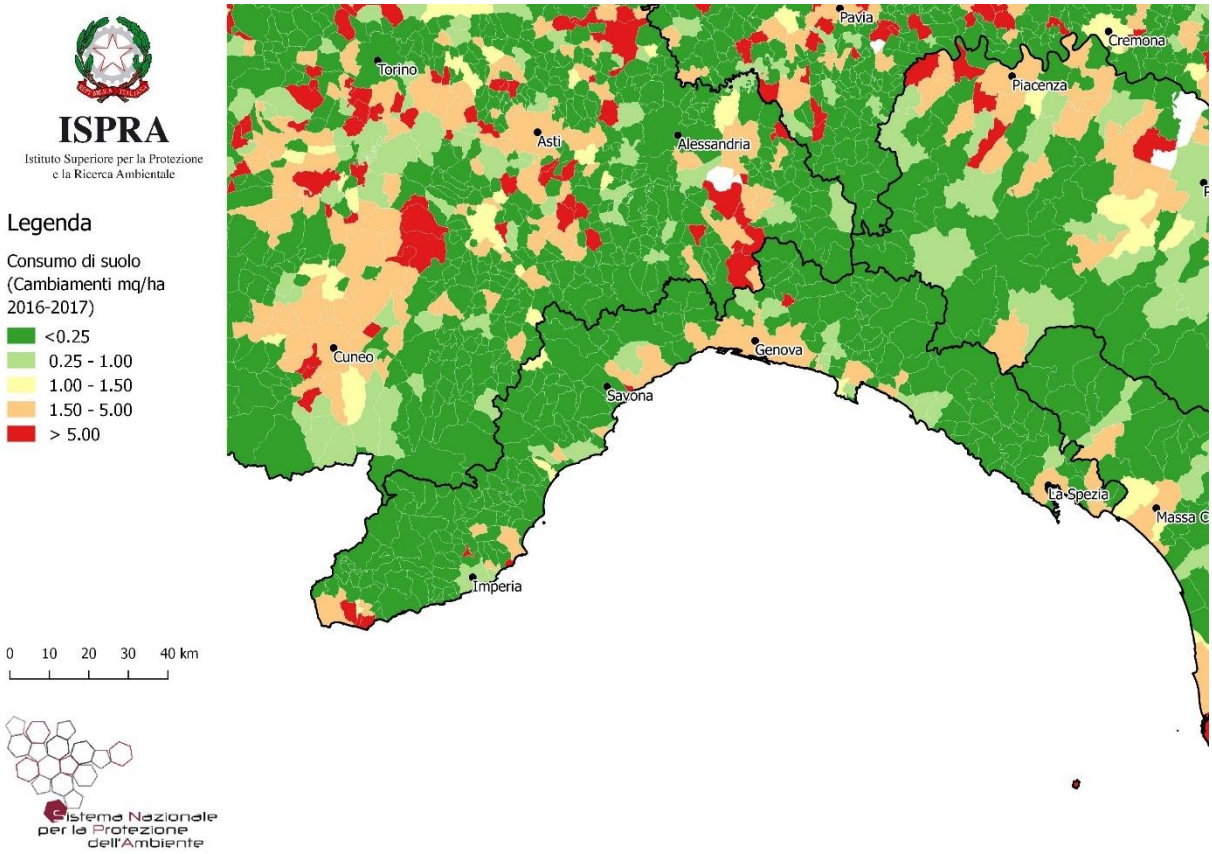


Figura 147 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

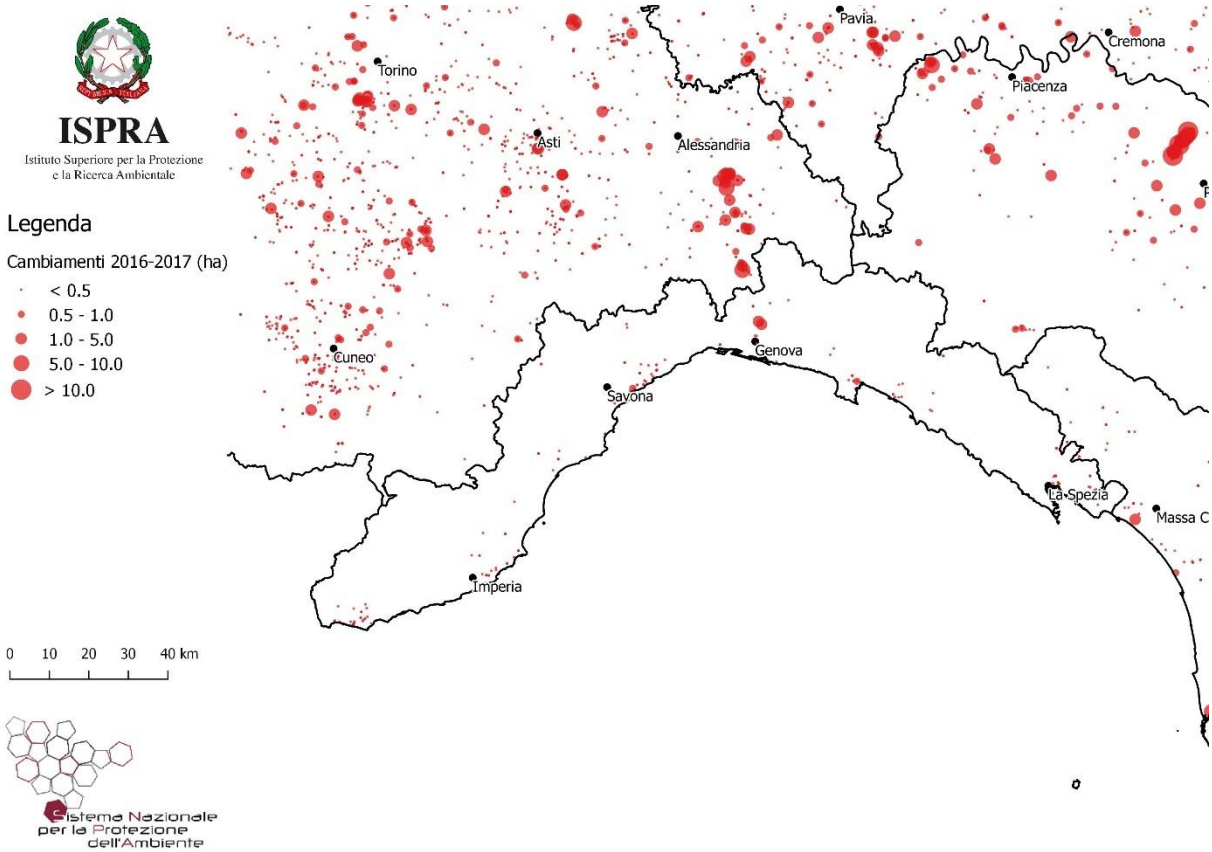


Figura 148 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

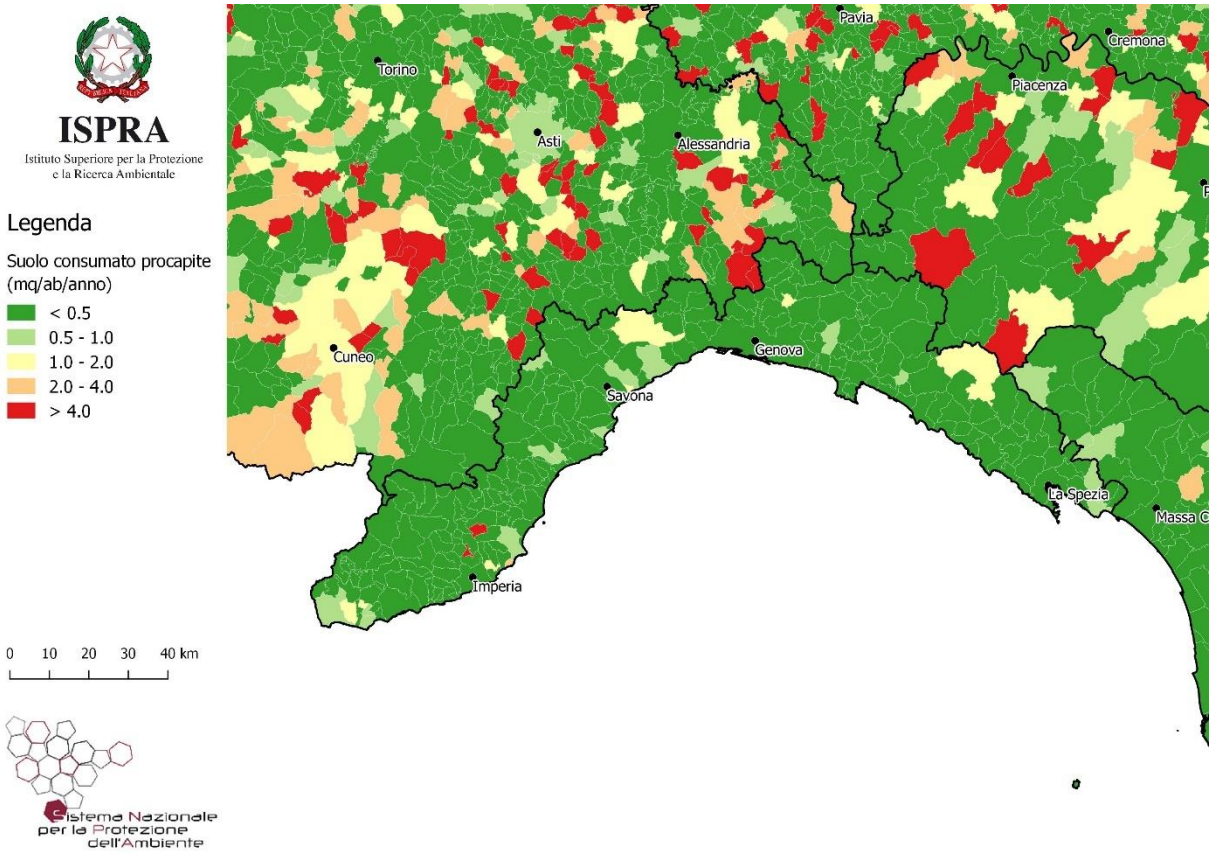
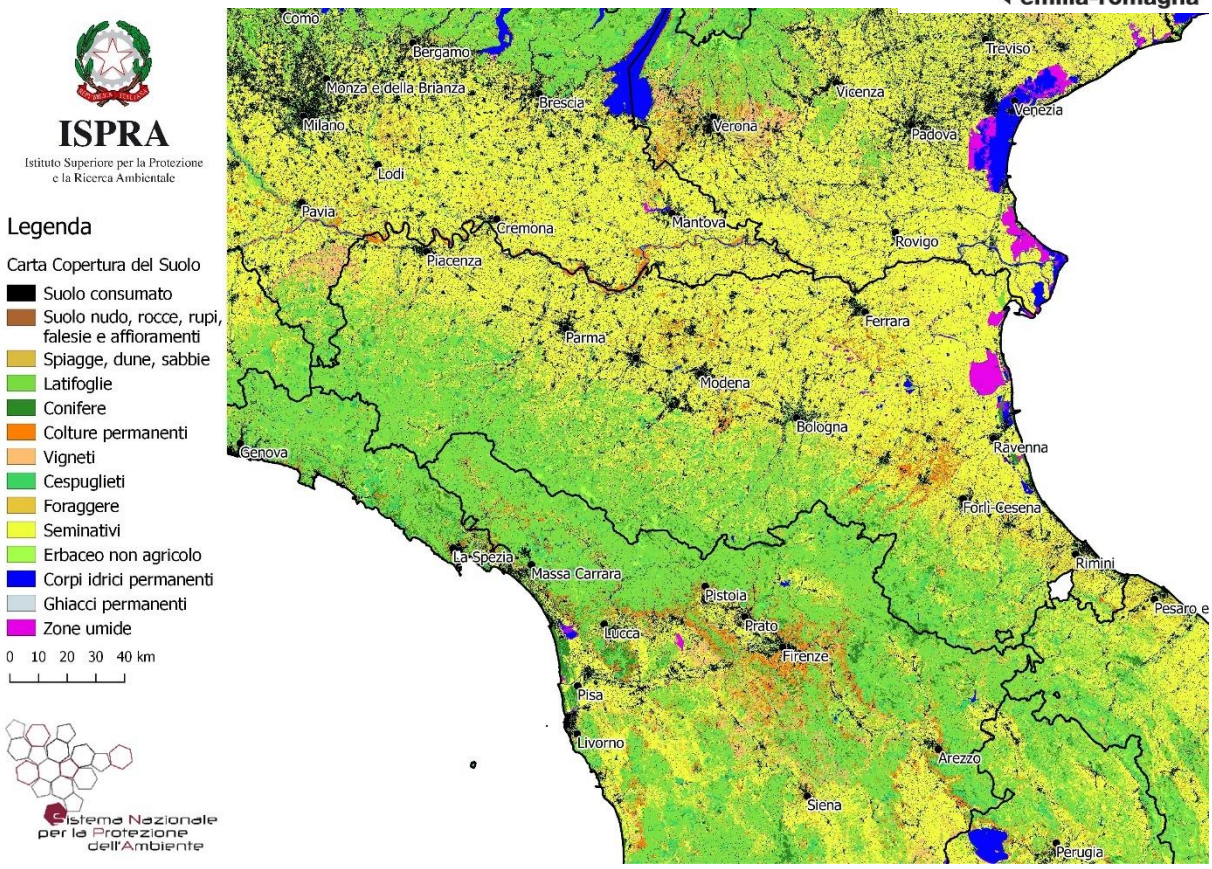
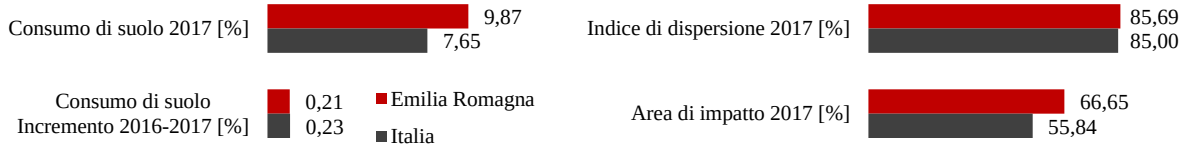


Figura 149 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.9 *Regione Emilia-Romagna*

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPAE Emilia-Romagna





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Bologna	9,4	9,4	346	343	0,23	81	0,8
Ferrara	7,7	8,0	204	585	0,13	27	0,8
Forlì-Cesena	8,0	8,0	189	480	0,20	38	1,0
Modena	11,8	11,9	318	453	0,19	60	0,9
Parma	9,4	9,5	325	724	0,42	135	3,0
Piacenza	9,3	9,3	240	836	0,20	47	1,6
Ravenna	10,5	10,8	194	497	0,16	31	0,8
Reggio nell'Emilia	12,3	12,4	282	530	0,09	24	0,5
Rimini	13,7	13,7	118	351	0,11	13	0,4
Regione	9,9	10,0	2.216	498	0,21	456	1,0

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Cattolica	62,6	**1.Ravenna**	71	**1.Zerba**	9.324
2.Riccione	50,7	**2.Parma**	61	**2.Cerignale**	6.879
3.Gambettola	37,3	**3.Ferrara**	55	**3.Valmozzola**	5.183

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Sissa Trecasali	8,9	**1.Sissa Trecasali**	74	**1.Sissa Trecasali**	94
2.Fontevivo	5,0	**2.Fontevivo**	33	**2.Fontevivo**	58
3.Jolanda di Savoia	4,7	**3.Cesena**	19	**3.Jolanda di Savoia**	57

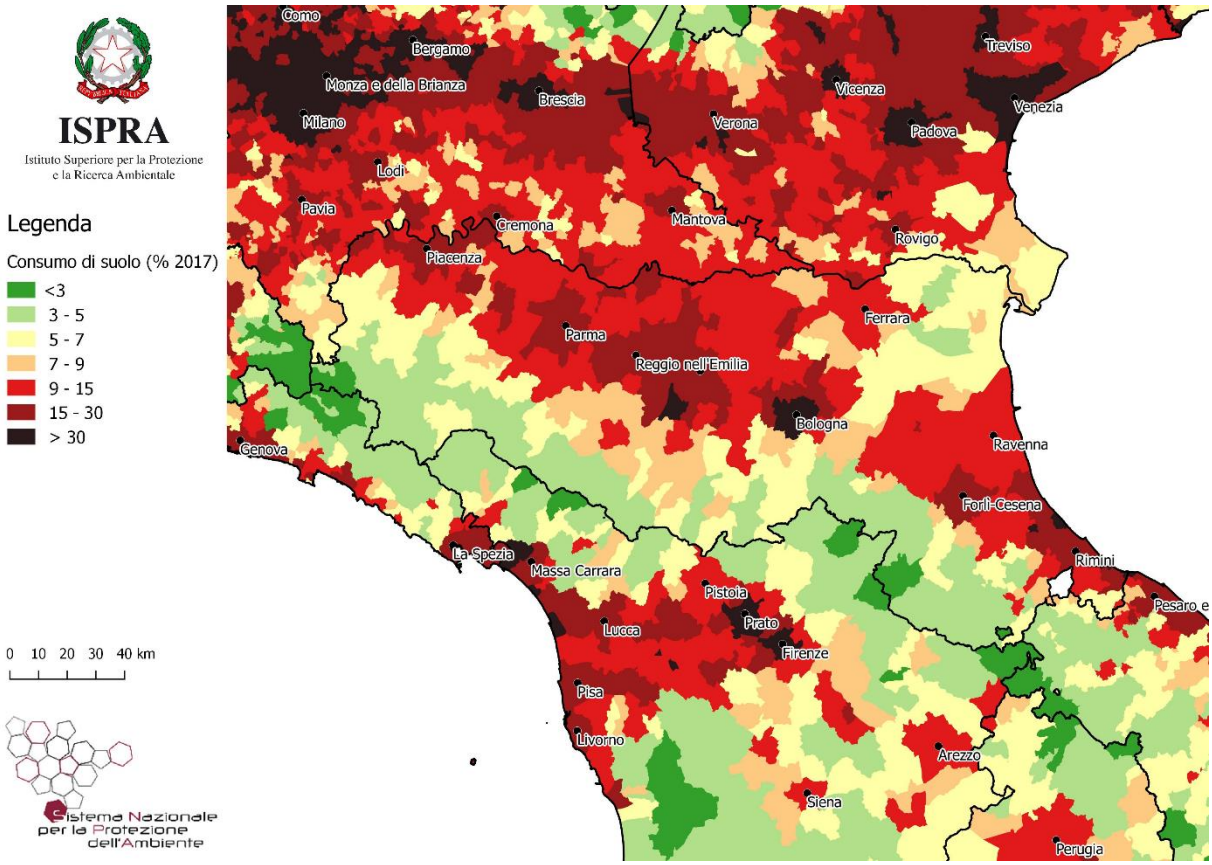


Figura 150 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

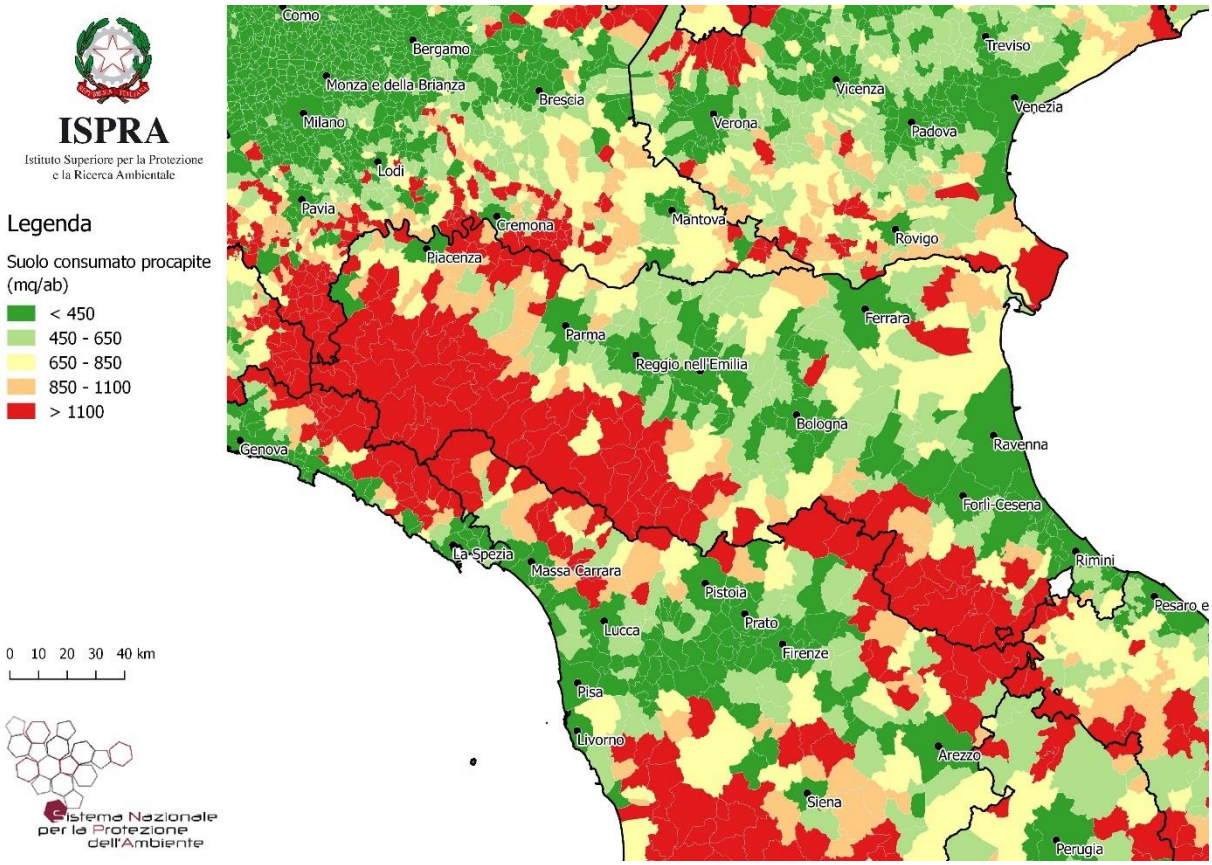


Figura 151 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

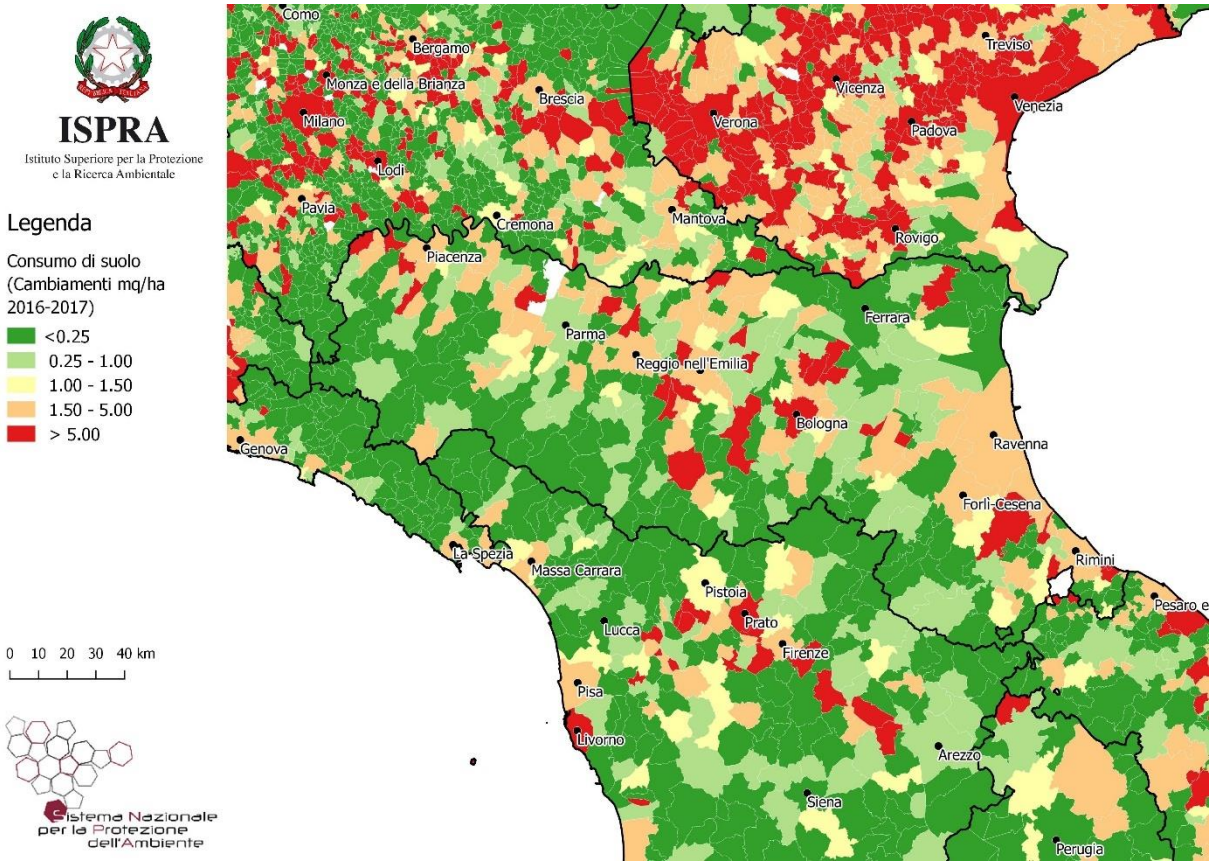


Figura 152 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

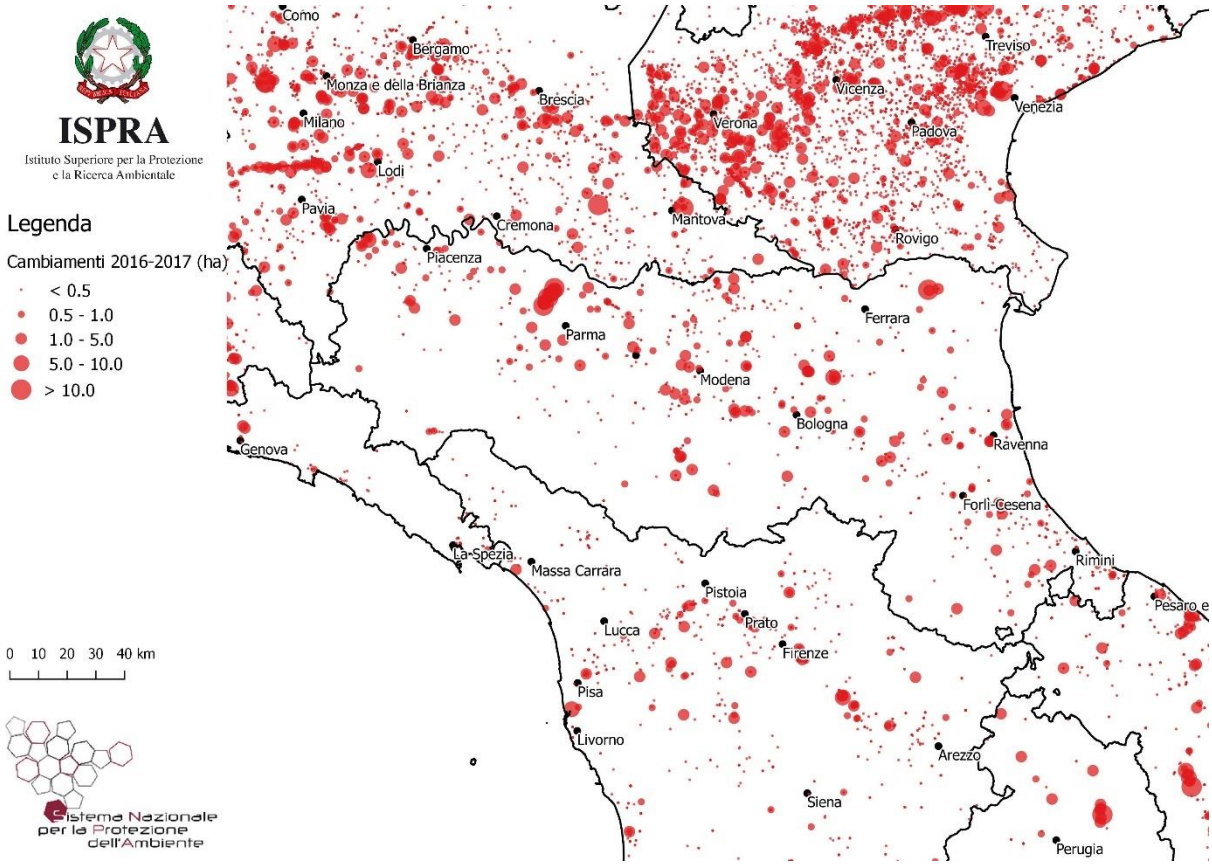


Figura 153 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

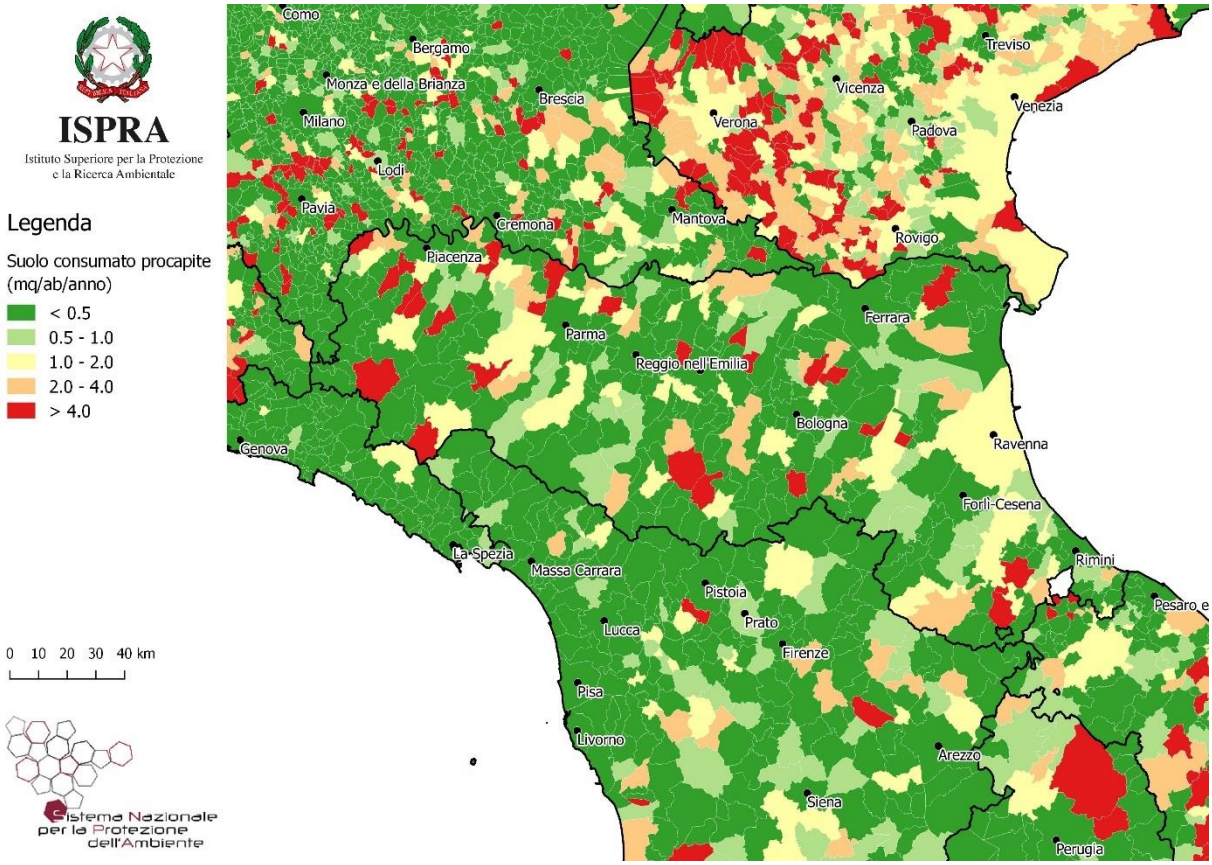
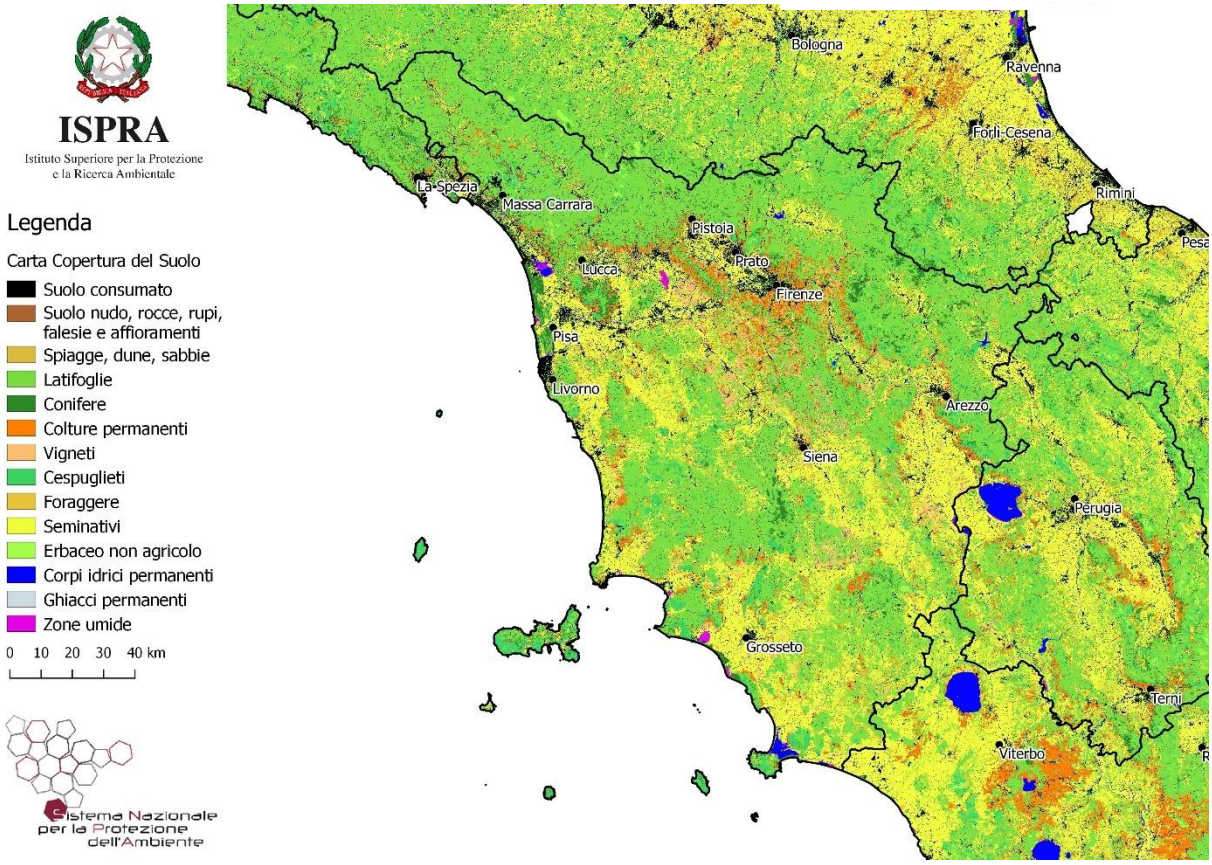
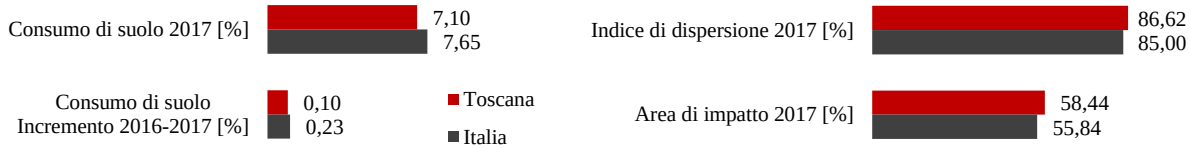


Figura 154 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.10 Regione Toscana

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPAT





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Arezzo	6,1	6,1	198	574	0,12	24	0,7
Firenze	8,4	8,4	294	290	0,15	44	0,4
Grosseto	4,0	4,1	182	815	0,12	23	1,0
Livorno	11,0	11,0	133	394	0,11	15	0,4
Lucca	10,2	10,3	181	463	0,04	7	0,2
Massa Carrara	8,1	8,1	94	476	0,04	4	0,2
Pisa	7,8	7,8	190	449	0,08	16	0,4
Pistoia	11,6	11,6	112	384	0,13	14	0,5
Prato	15,2	15,2	55	218	0,20	11	0,4
Siena	5,1	5,1	196	729	0,05	10	0,4
Regione	7,1	7,1	1.633	436	0,10	167	0,4

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Forte dei Marmi	47,5	**1.Firenze**	43	**1.Radicondoli**	4.342
2.Firenze	42,0	**2. Arezzo**	36	**2.Montieri**	3.597
3.Viareggio	41,8	**3. Prato**	33	**3.Badia Tedalda**	3.022

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Bagno a Ripoli	1,0	**1.Prato**	10	**1.Civitella Paganico**	16
2.Terranuova Bracciolini	1,0	**2.Figline e Incisa Valdarno**	9	**2.Casale Marittimo**	8
3.Serravalle Pistoiese	1,0	**3.Bagno a Ripoli**	8	**3.Sorano**	8

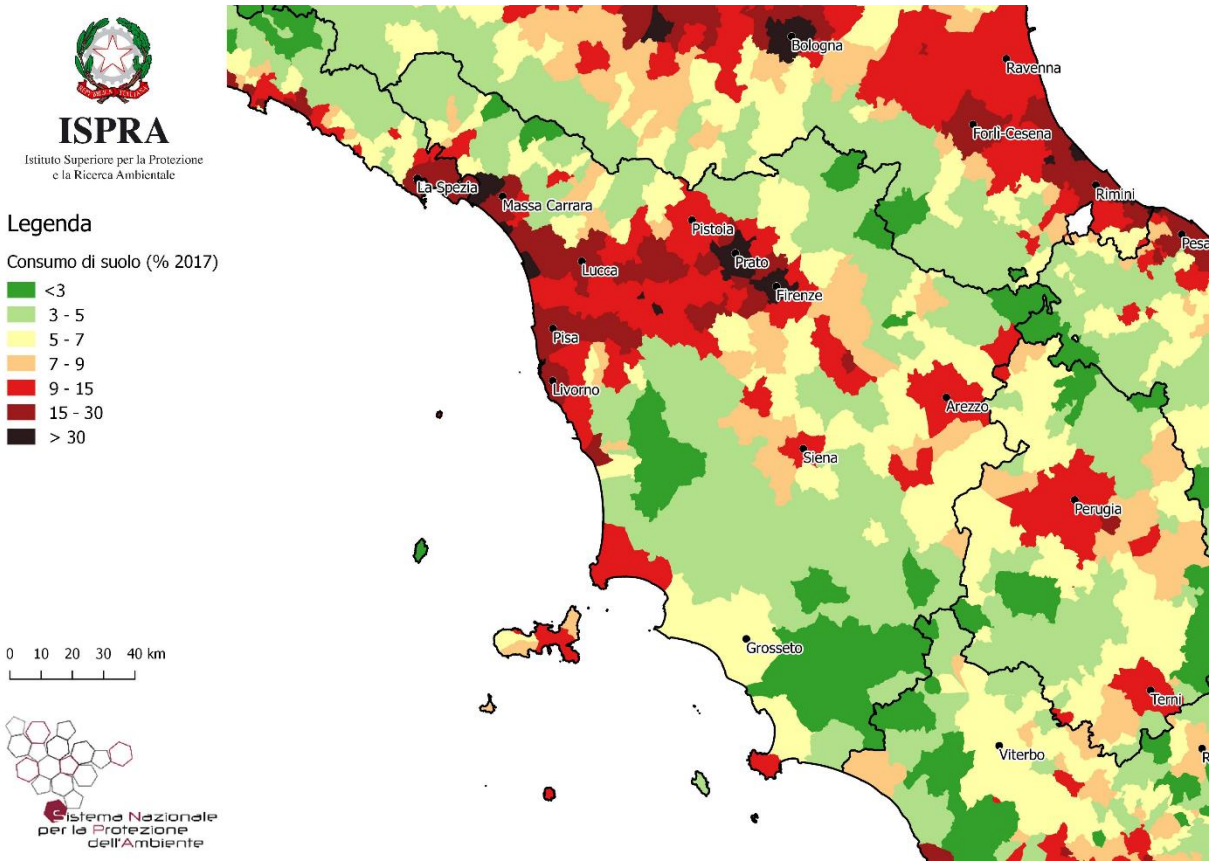


Figura 155 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

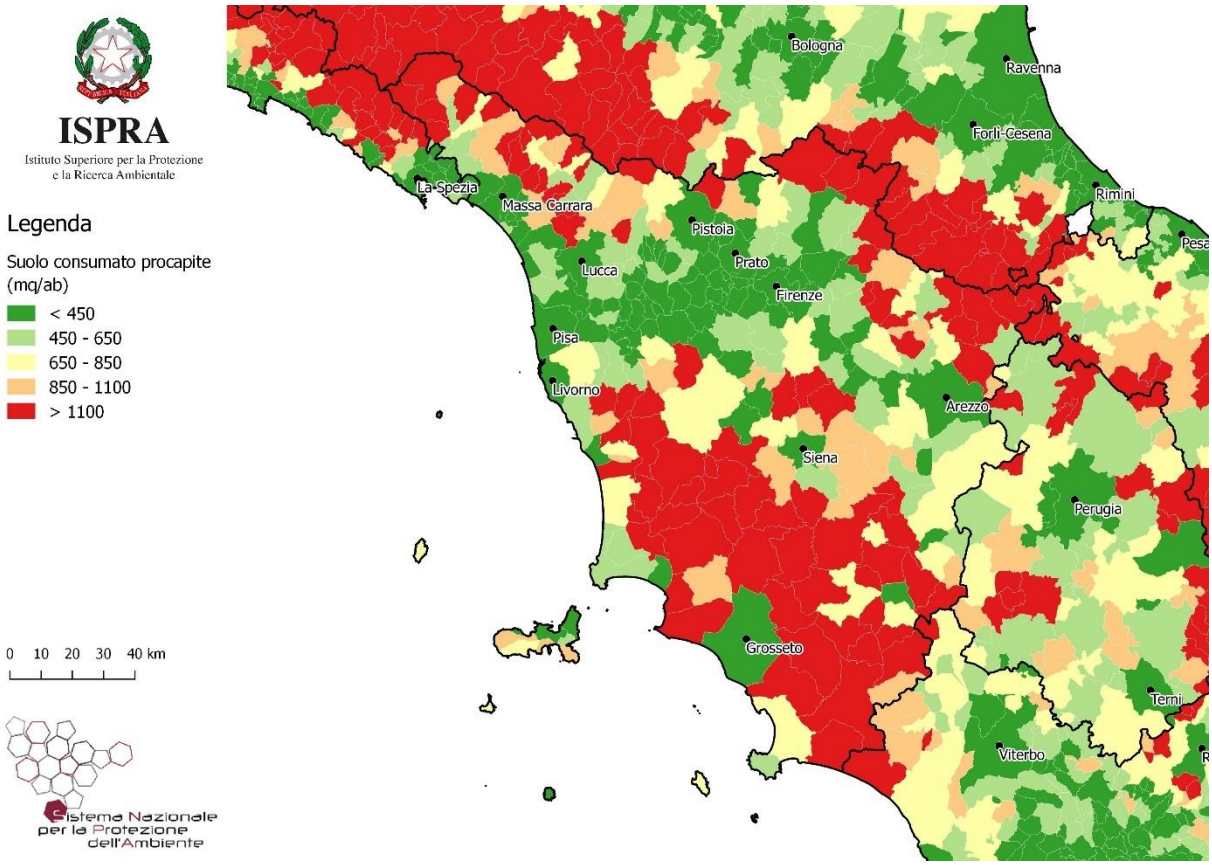


Figura 156 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

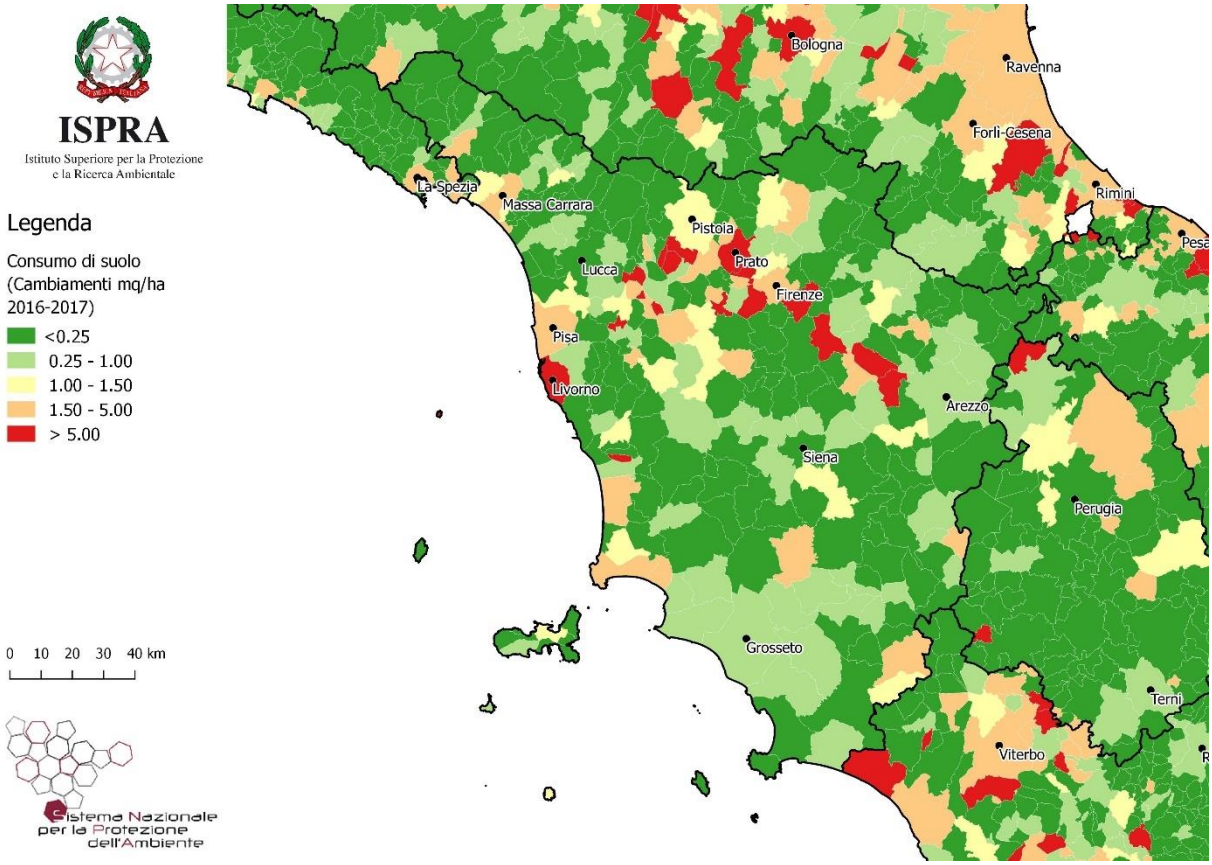


Figura 157 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

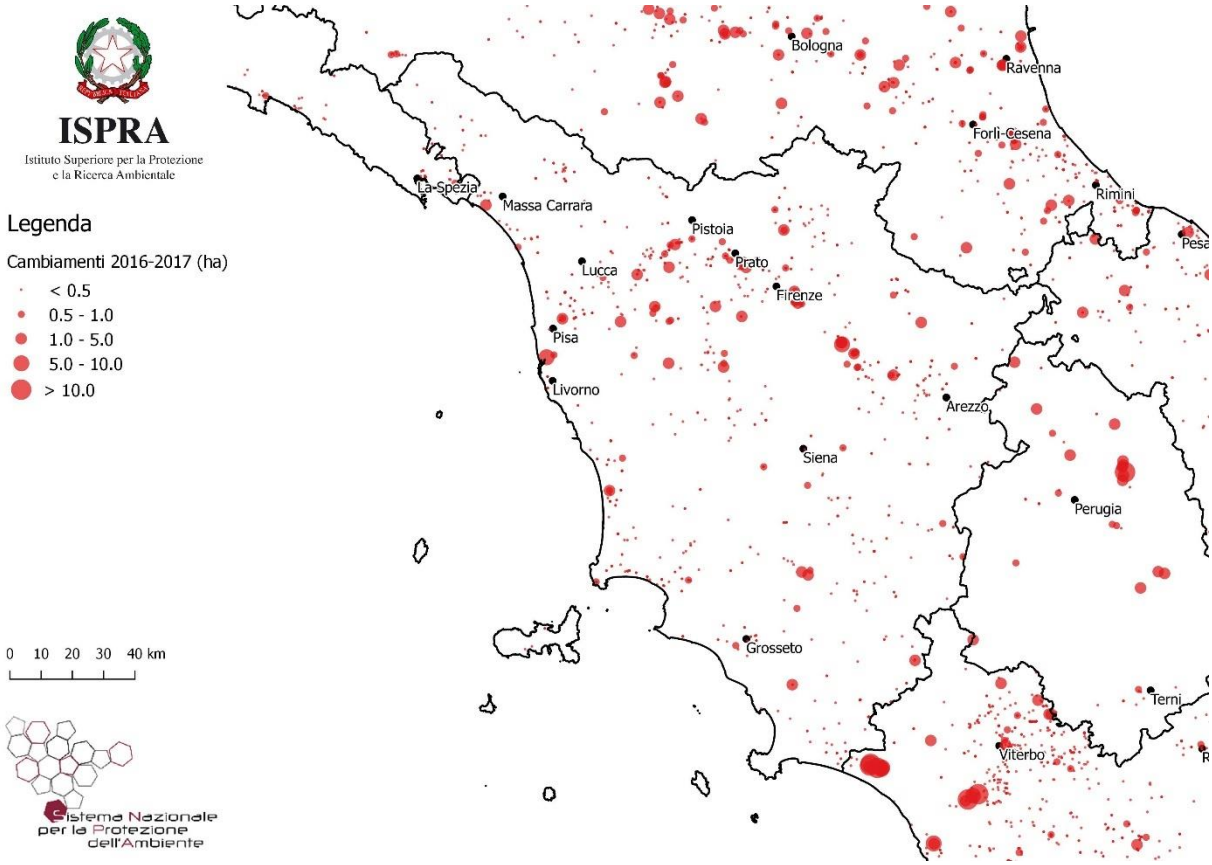


Figura 158 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

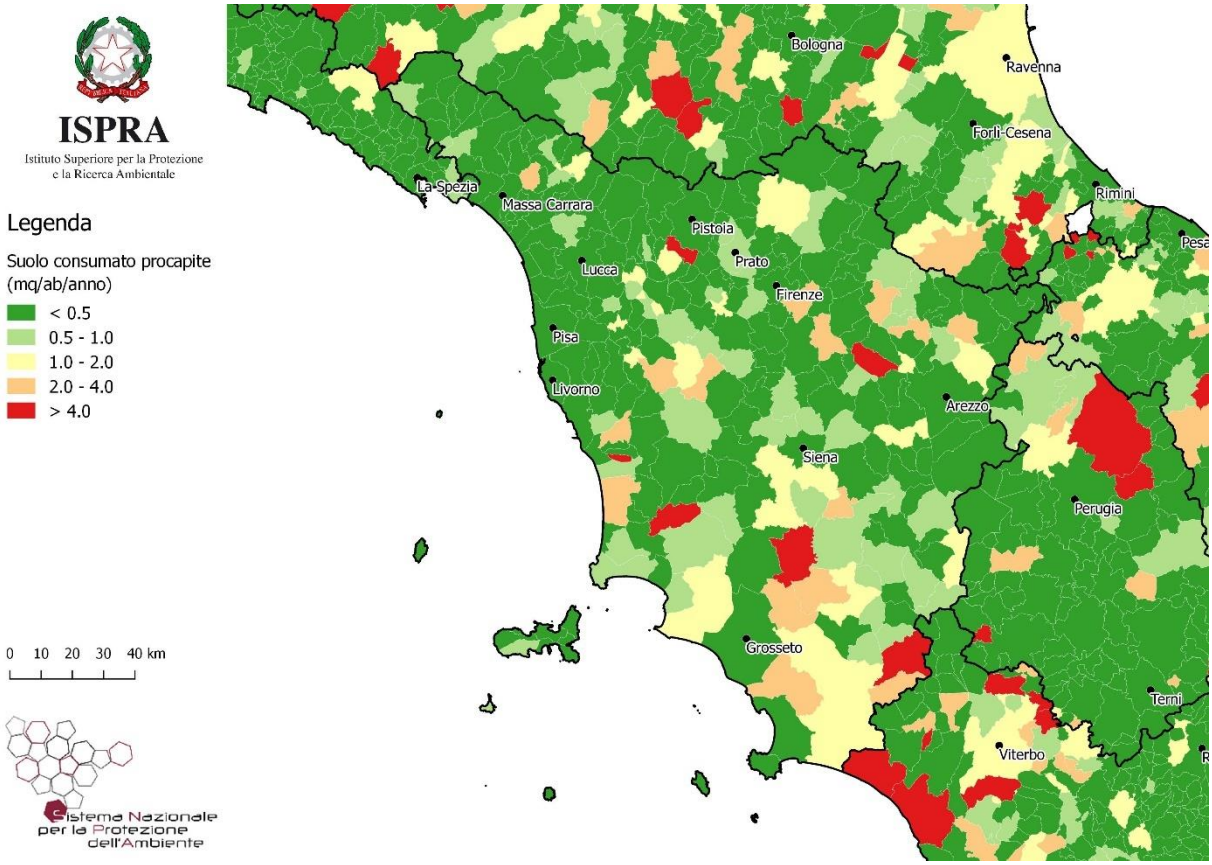
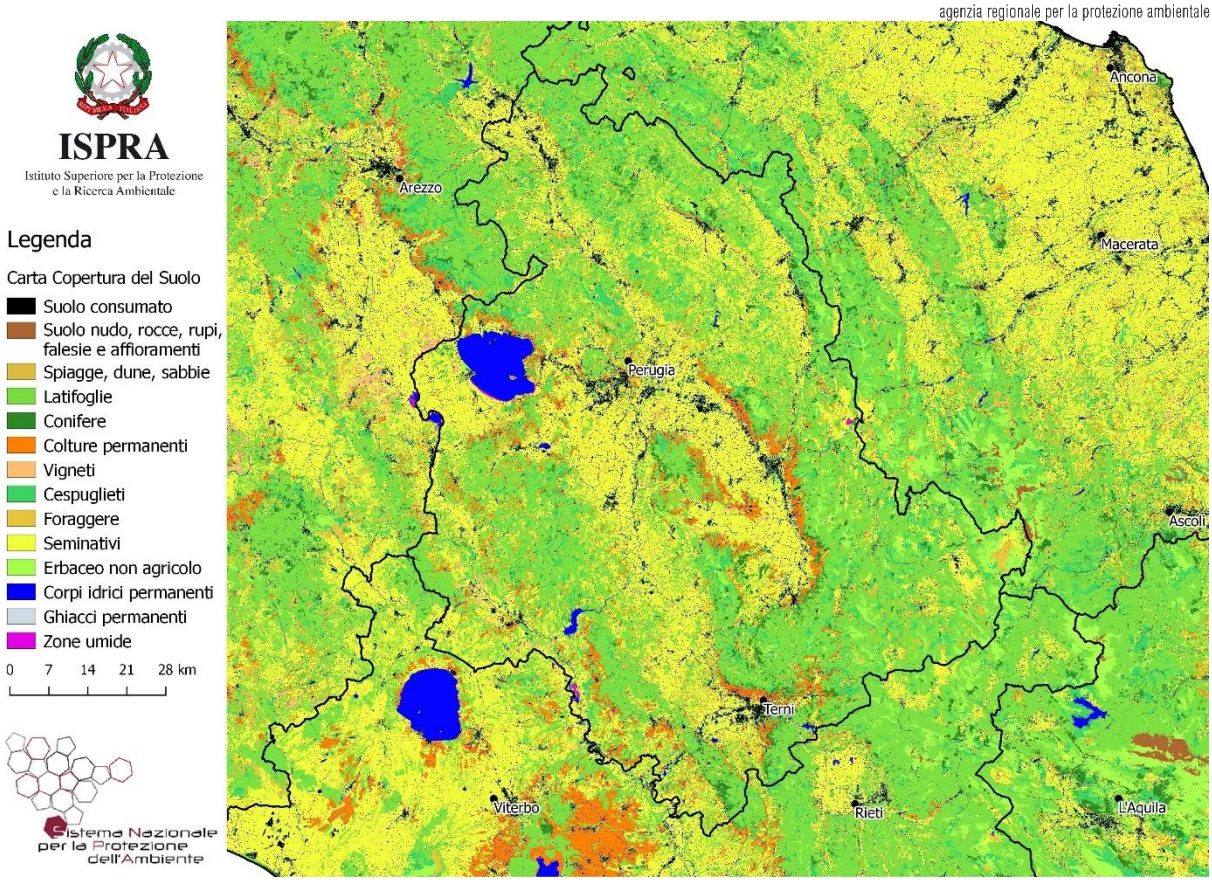
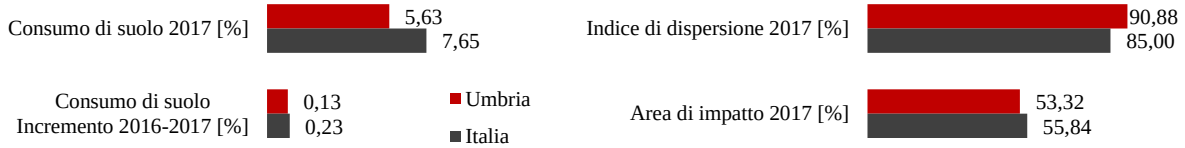


Figura 159 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.11 Regione Umbria

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Umbria





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Perugia	5,8	5,9	365	553	0,15	55	0,8
Terni	5,2	5,3	111	486	0,06	6	0,3
Regione	5,6	5,7	476	536	0,13	62	0,7

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Bastia Umbra	25,4	**1.Perugia**	51	**1.Poggiodomo**	5.207
2.Corciano	14,8	**2.Terni**	28	**2.Preci**	2.738
3.Terni	13,3	**3.Cittá di Castello**	23	**3.Sellano**	2.397

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Castel Viscardo	1,7	**1.Gubbio**	25	**1.Norcia**	17
2.Gubbio	1,3	**2.Norcia**	9	**2.Castel Viscardo**	10
3.Norcia	1,2	**3.San Giustino**	4	**3.Gubbio**	8

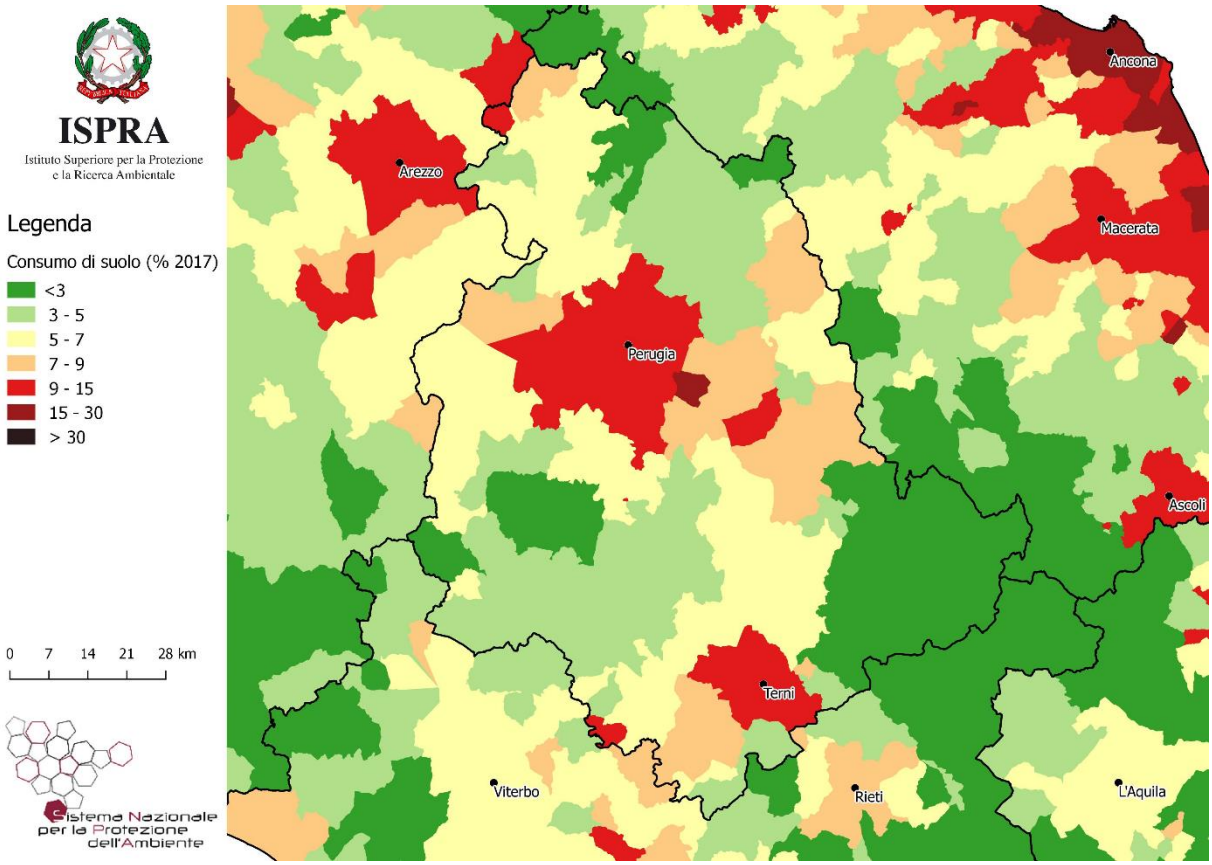


Figura 160 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

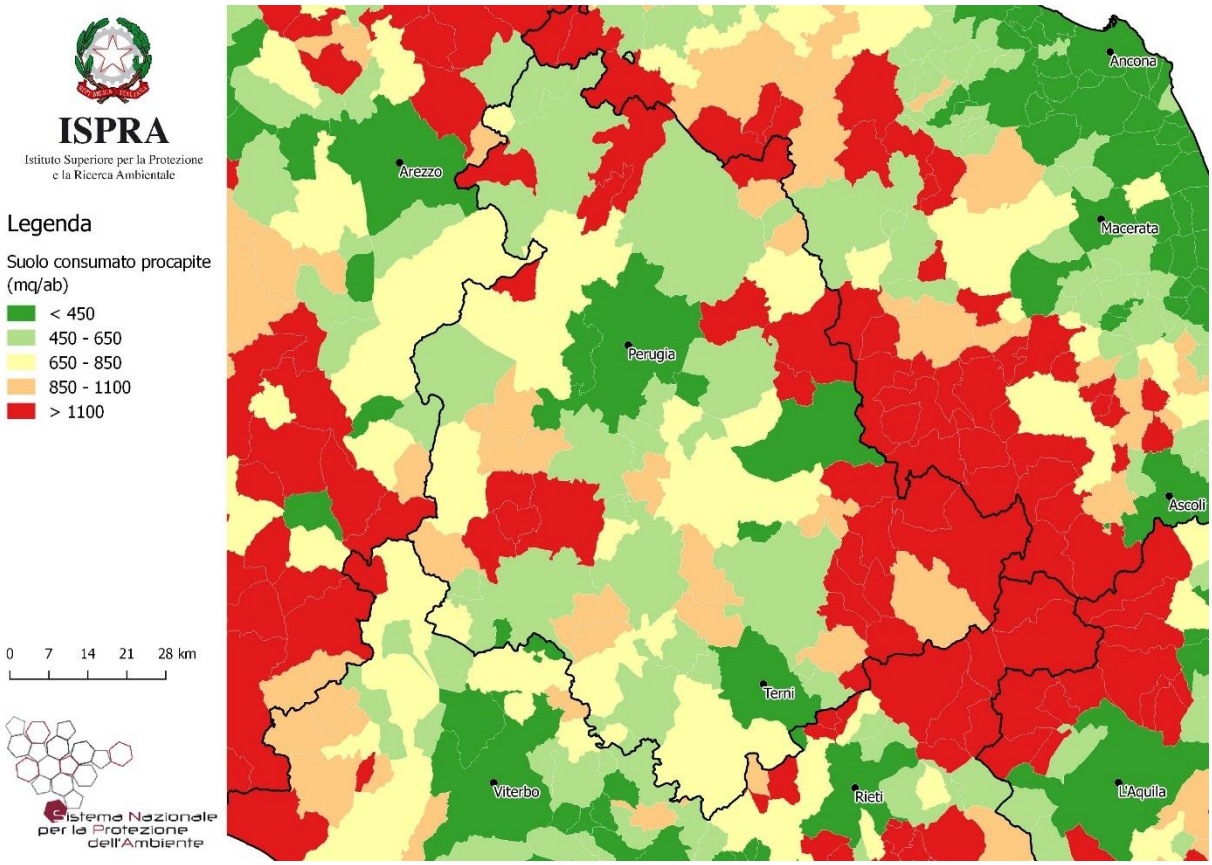


Figura 161 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

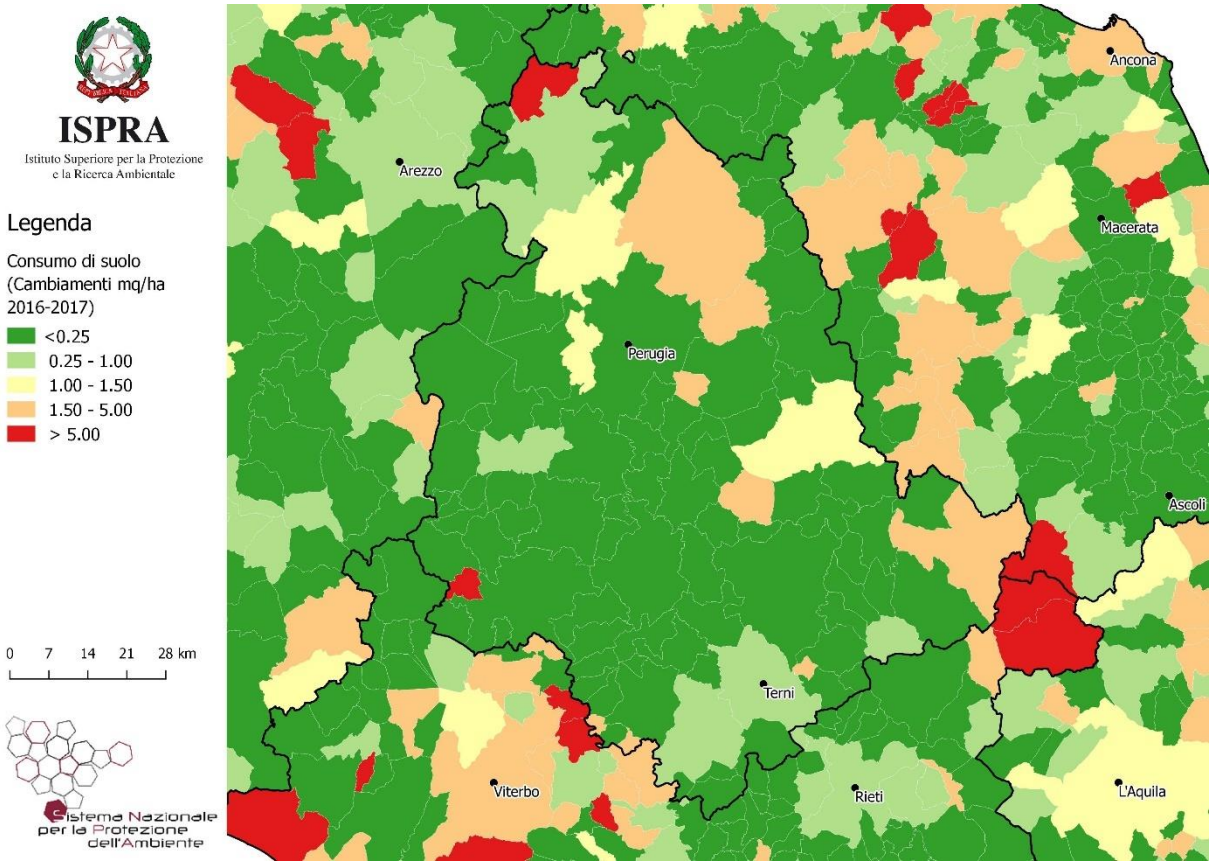


Figura 162 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

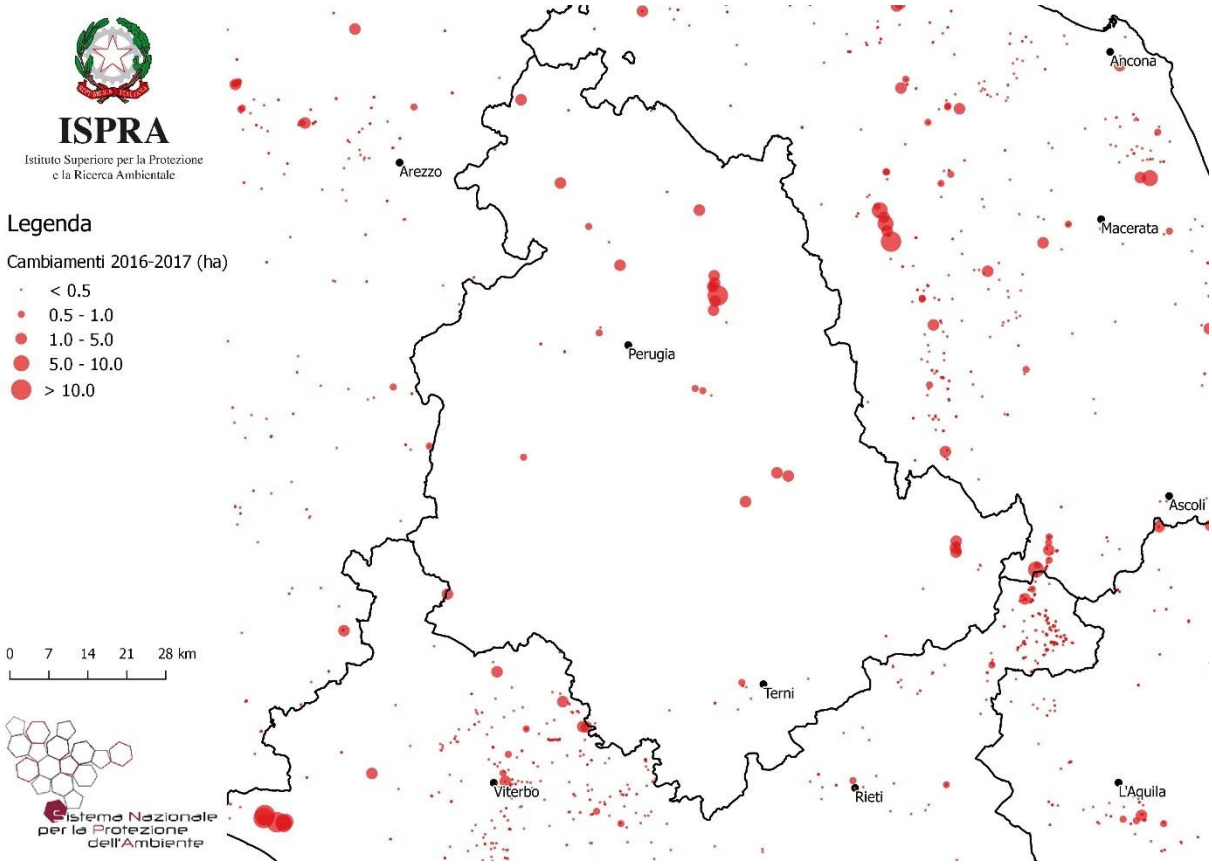


Figura 163 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

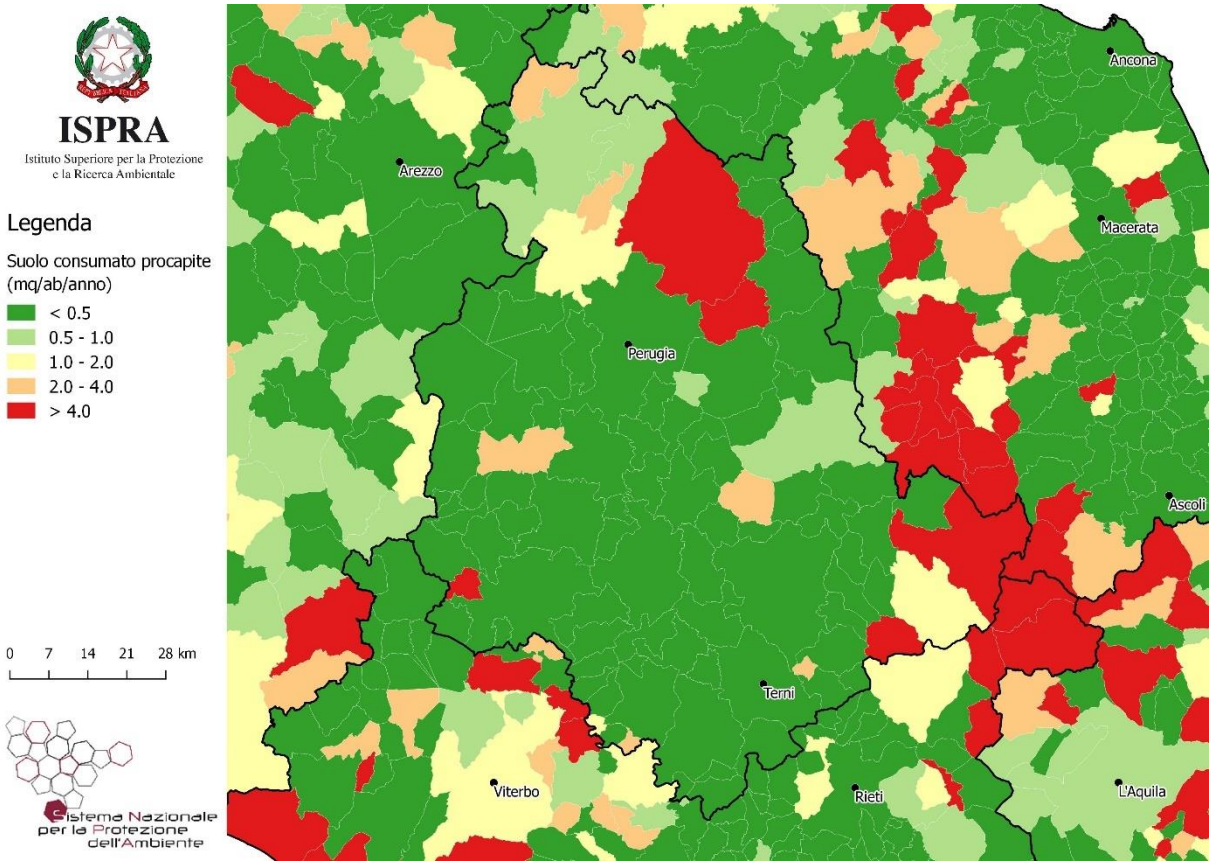
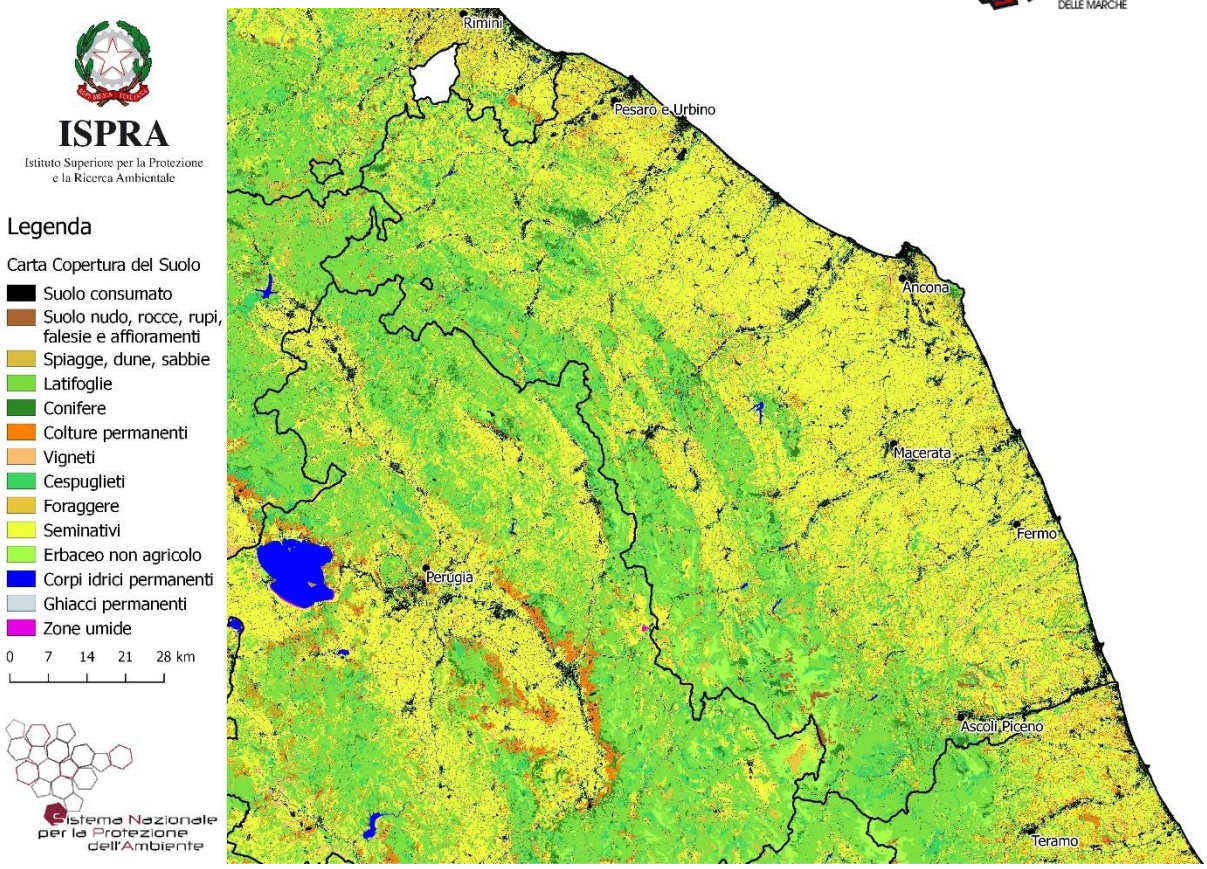
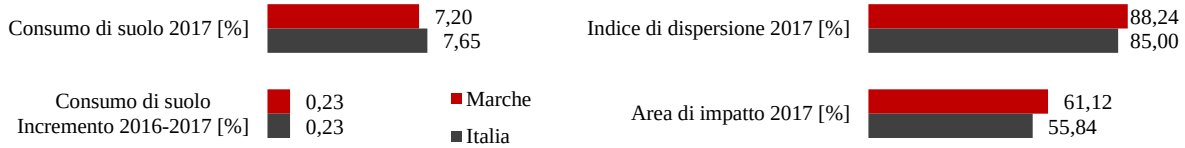


Figura 164 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.12 Regione Marche

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Marche





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Ancona	9,2	9,2	180	380	0,25	44	0,9
Ascoli Piceno	6,6	6,6	81	385	0,29	24	1,1
Fermo	7,8	7,9	67	386	0,10	7	0,4
Macerata	6,1	6,2	170	534	0,29	49	1,5
Pesaro e Urbino	6,9	6,9	177	492	0,19	34	1,0
Regione	7,2	7,2	676	439	0,23	158	1,0

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.San Benedetto del Tronto	37,6	1. Pesaro	24	1.Castelsantangelo sul Nera	4.250
2.Porto San Giorgio	37,2	2. Ancona	22	2. Monte Cavallo	4.137
3.Gabicce Mare	32,6	3. Fano	21	3. Ussita	3.857

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Arquata del Tronto	8,6	1.Fano	17	1.Arquata del Tronto	142
2.Cerreto d'Esi	8,1	2.Arquata del Tronto	16	2.Cerreto d'Esi	43
3.Montelupone	2,2	3.Cerreto d'Esi	16	3.Visso	24

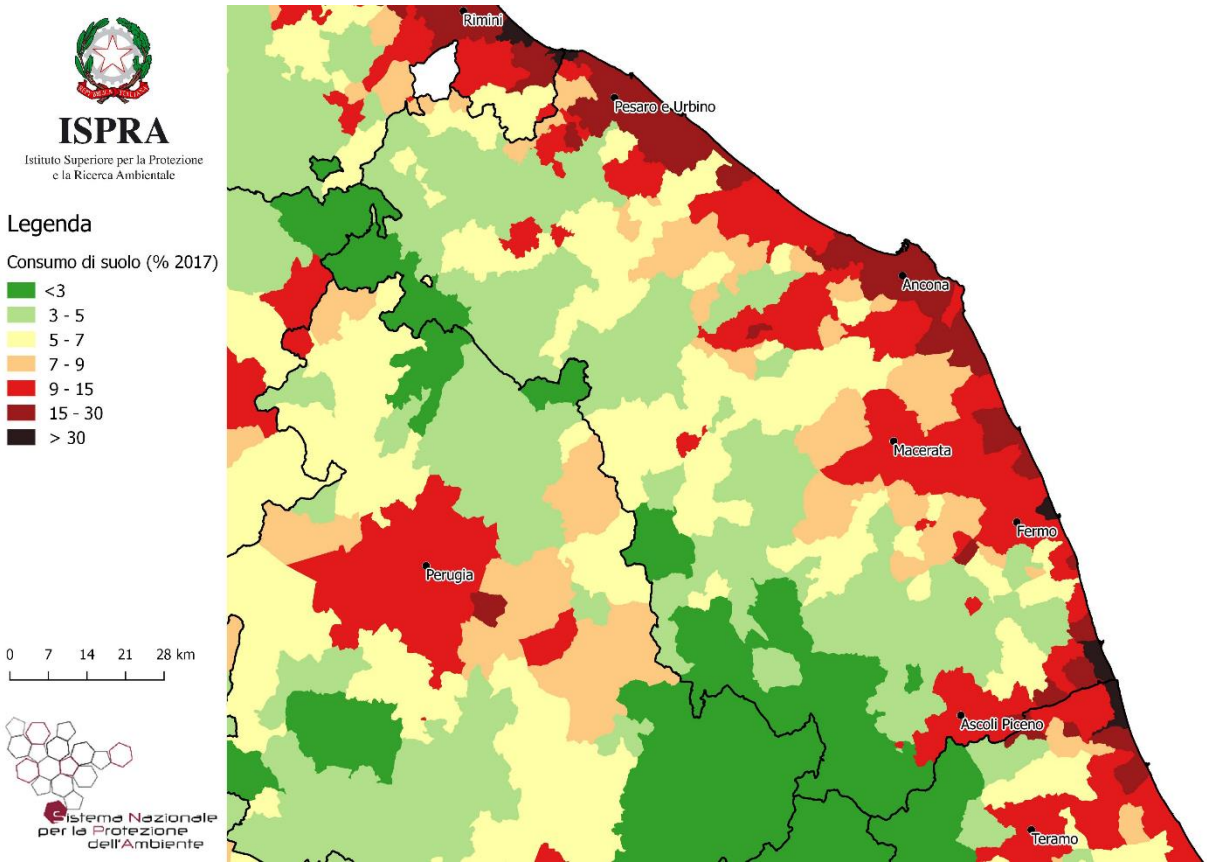


Figura 165 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

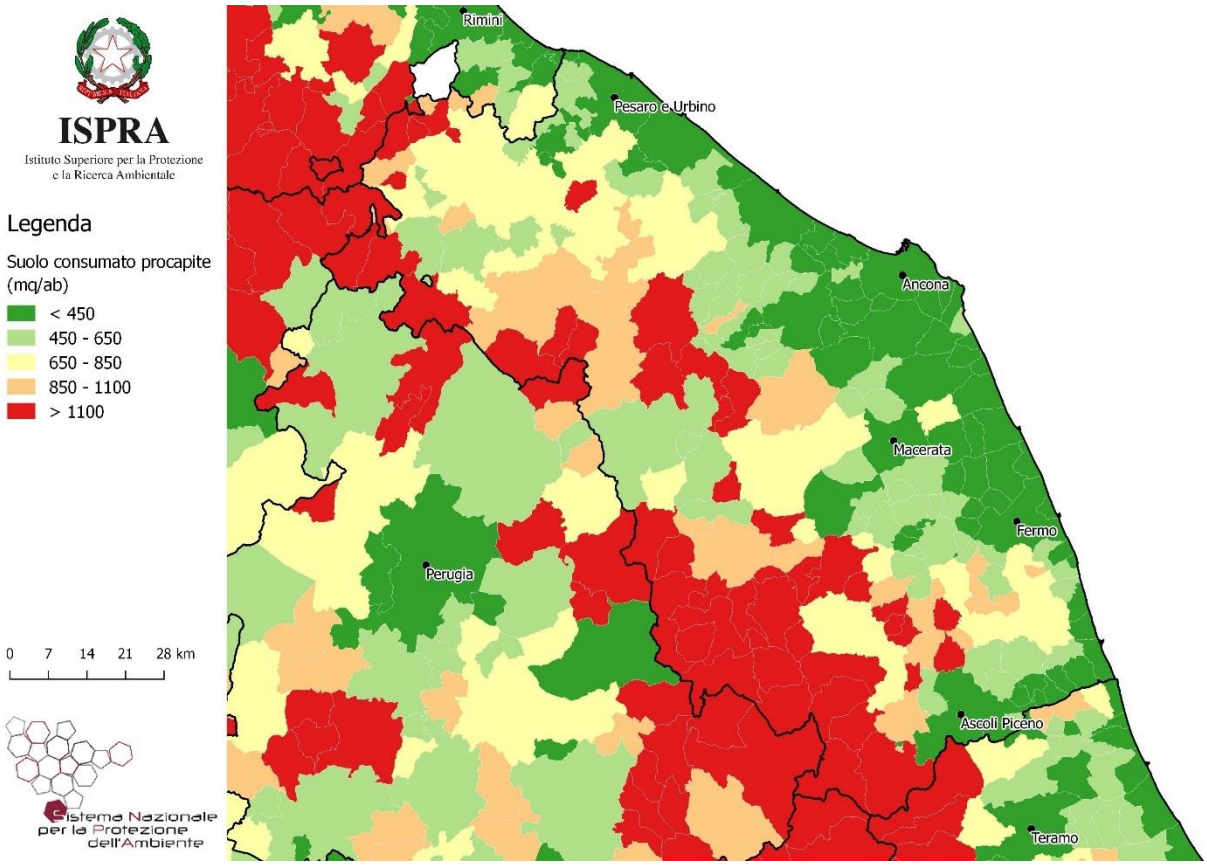


Figura 166 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

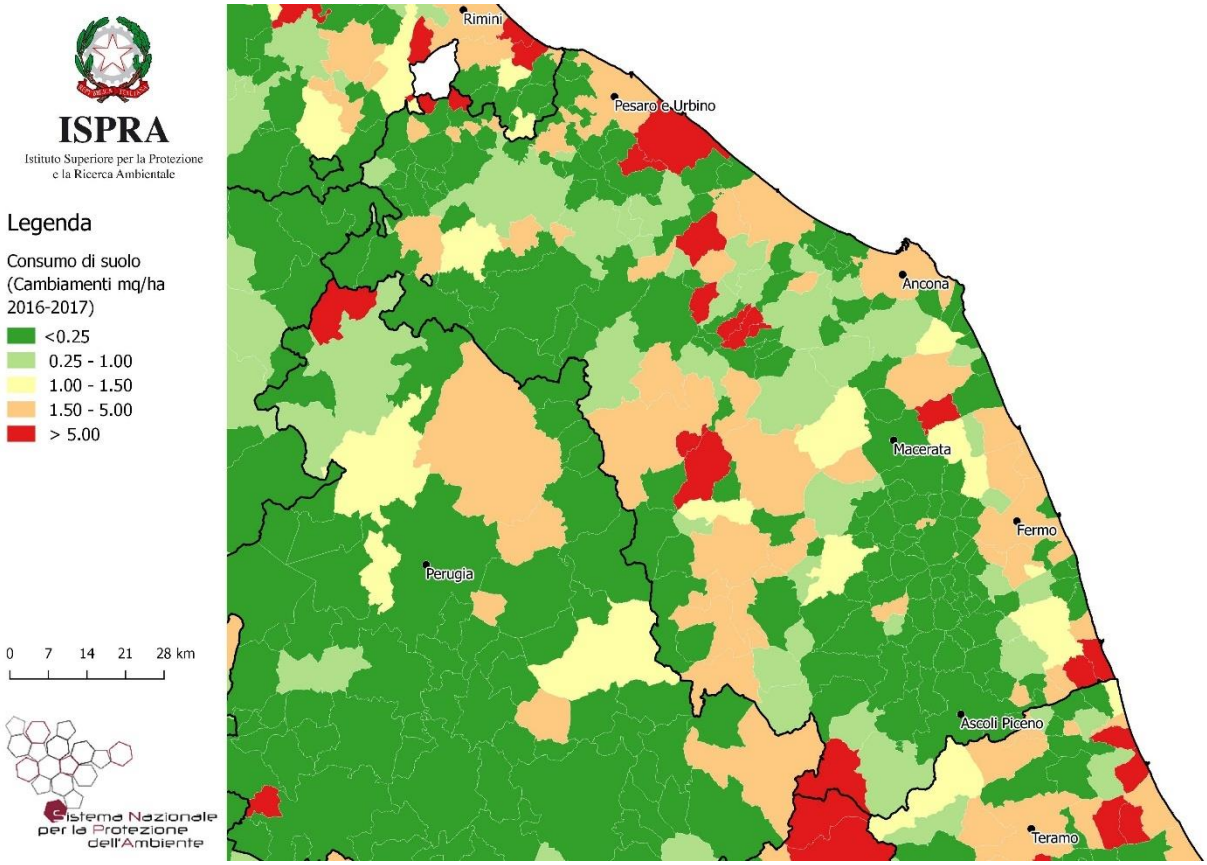


Figura 167 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

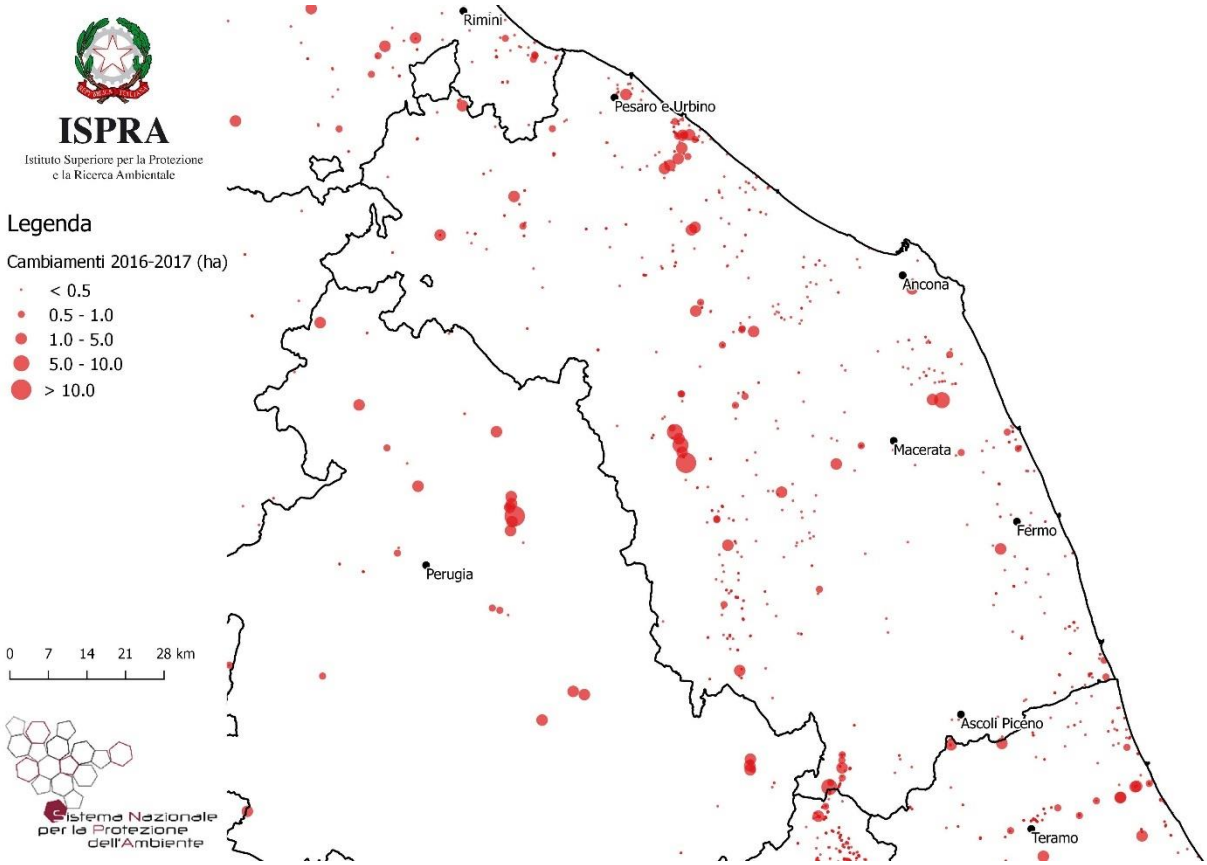


Figura 168 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

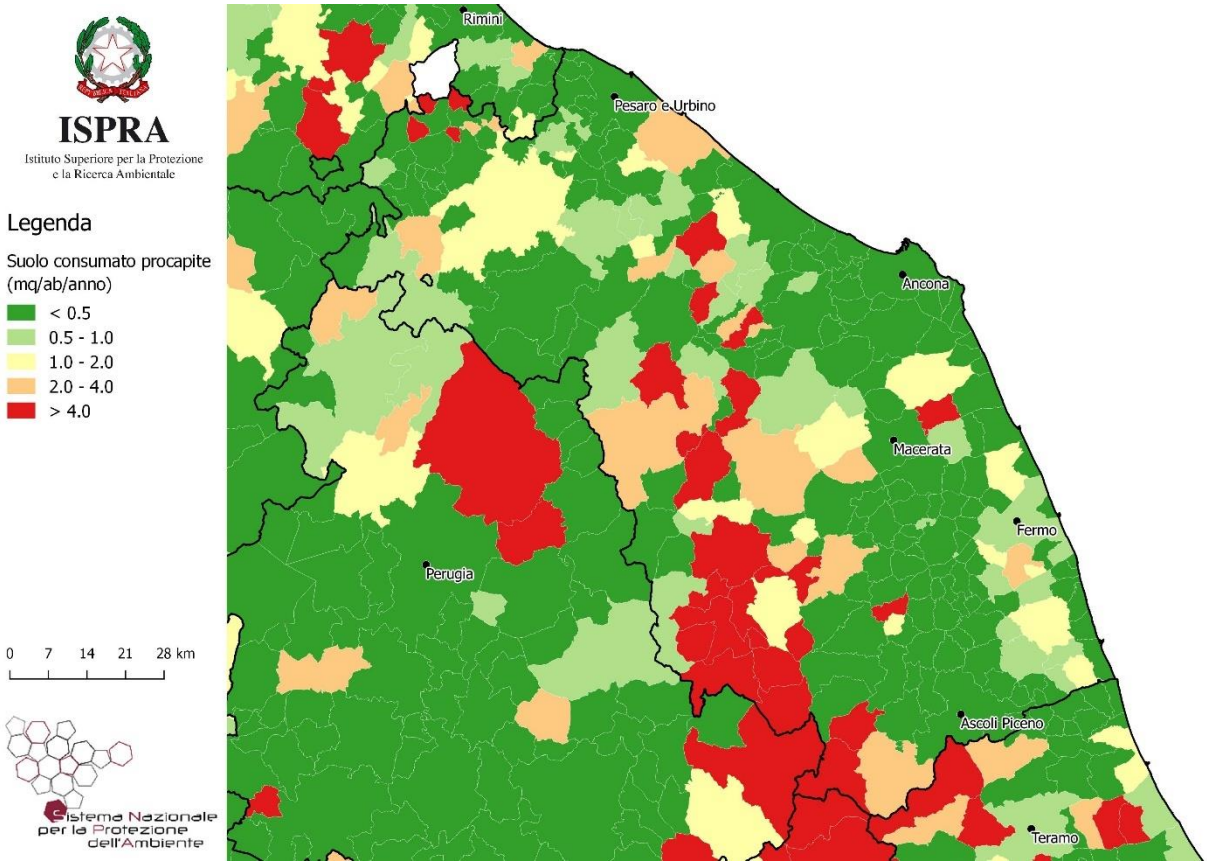
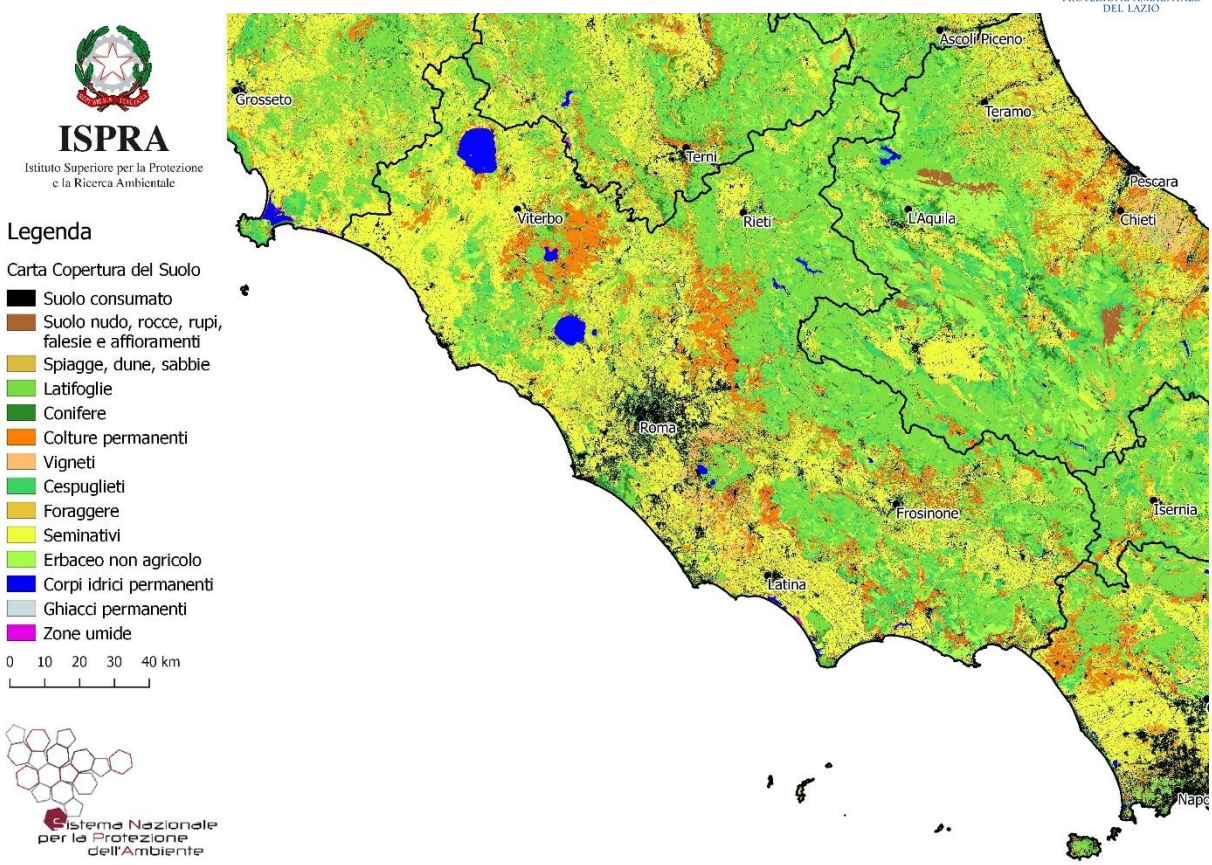
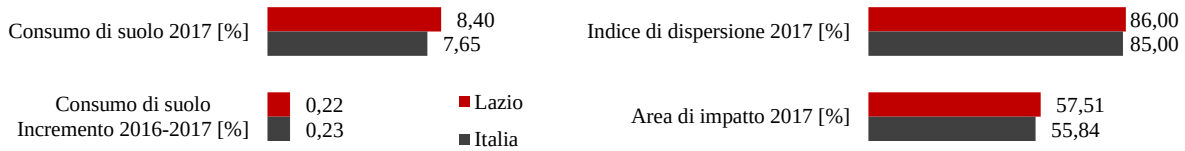


Figura 169 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.13 Regione Lazio

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ISPRA





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Frosinone	7,0	7,0	226	459	0,06	13	0,3
Latina	10,3	10,4	231	403	0,09	20	0,3
Rieti	3,4	3,4	92	588	0,29	27	1,7
Roma	13,5	13,8	725	166	0,14	102	0,2
Viterbo	4,7	4,9	171	535	0,91	154	4,8
Regione	8,4	8,5	1.446	245	0,22	315	0,5

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Ciampino	41,5	**1.Roma**	317	**1.Micigliano**	5.019
2.Anzio	35,0	**2.Latina**	43	**2.Marcetelli**	2.879
3.Frosinone	29,2	**3.Fiumicino**	30	**3.Varco Sabino**	2.484

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1. Paganico Sabino	10,8	**1. Montalto di Castro**	63	**1.Accumoli**	113
2. Vetralla	6,8	**2.Vetralla**	42	**2.Paganico Sabino**	107
3. Bomarzo	5,5	**3.Roma**	36	**3.Montalto di Castro**	70

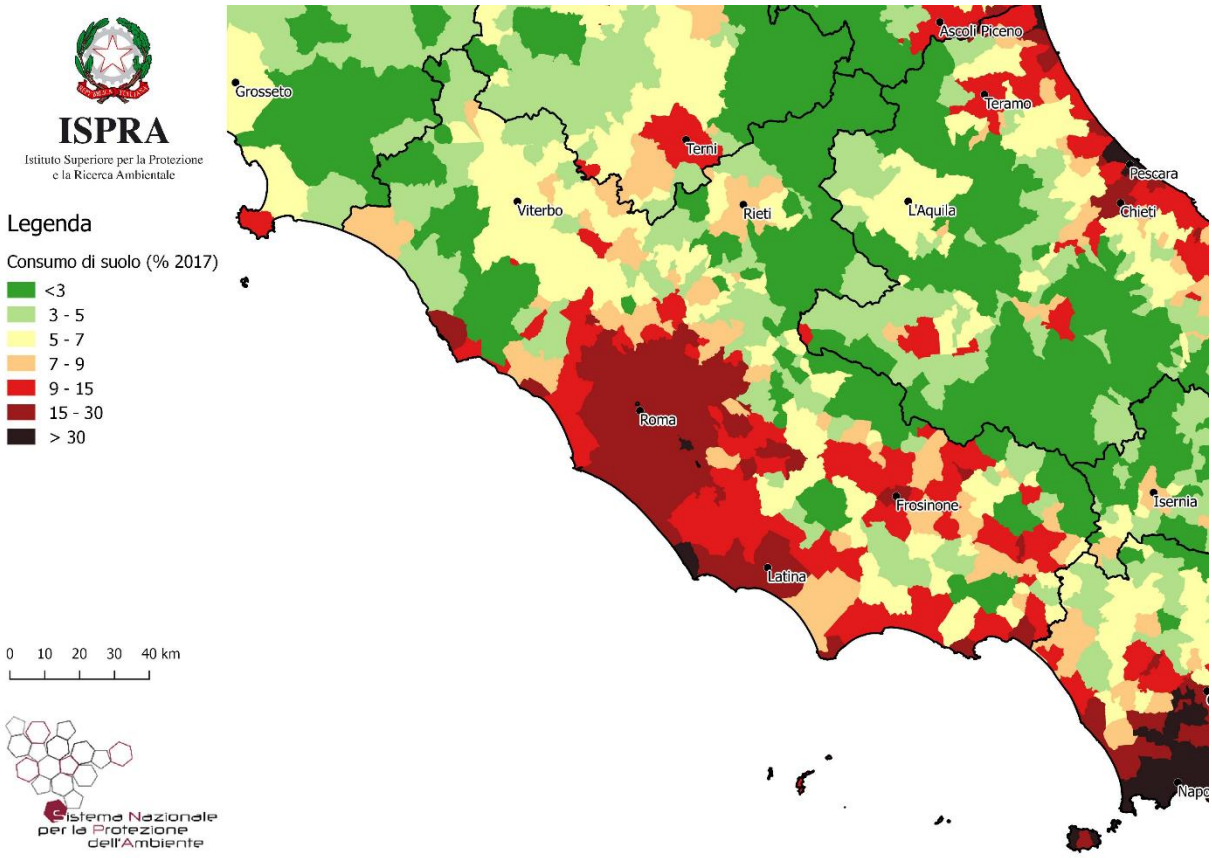


Figura 170 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

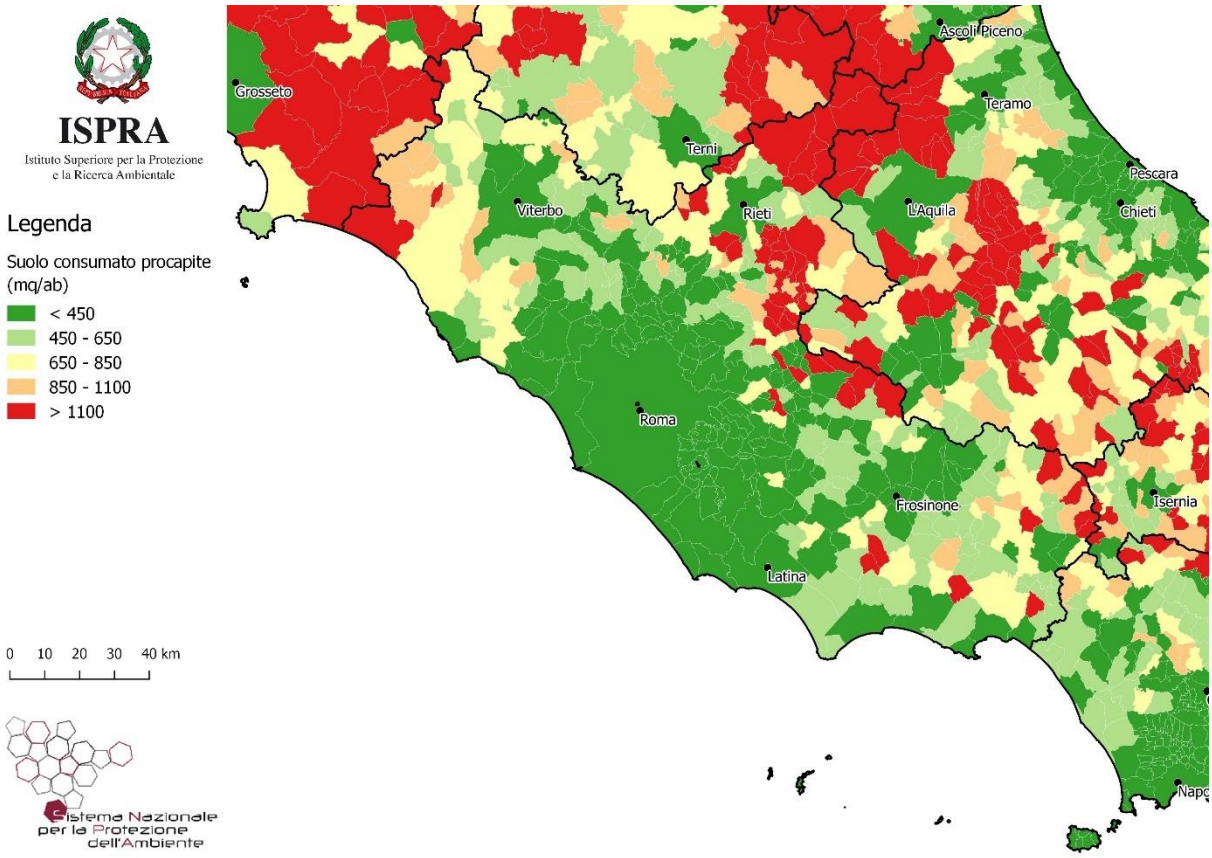


Figura 171 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

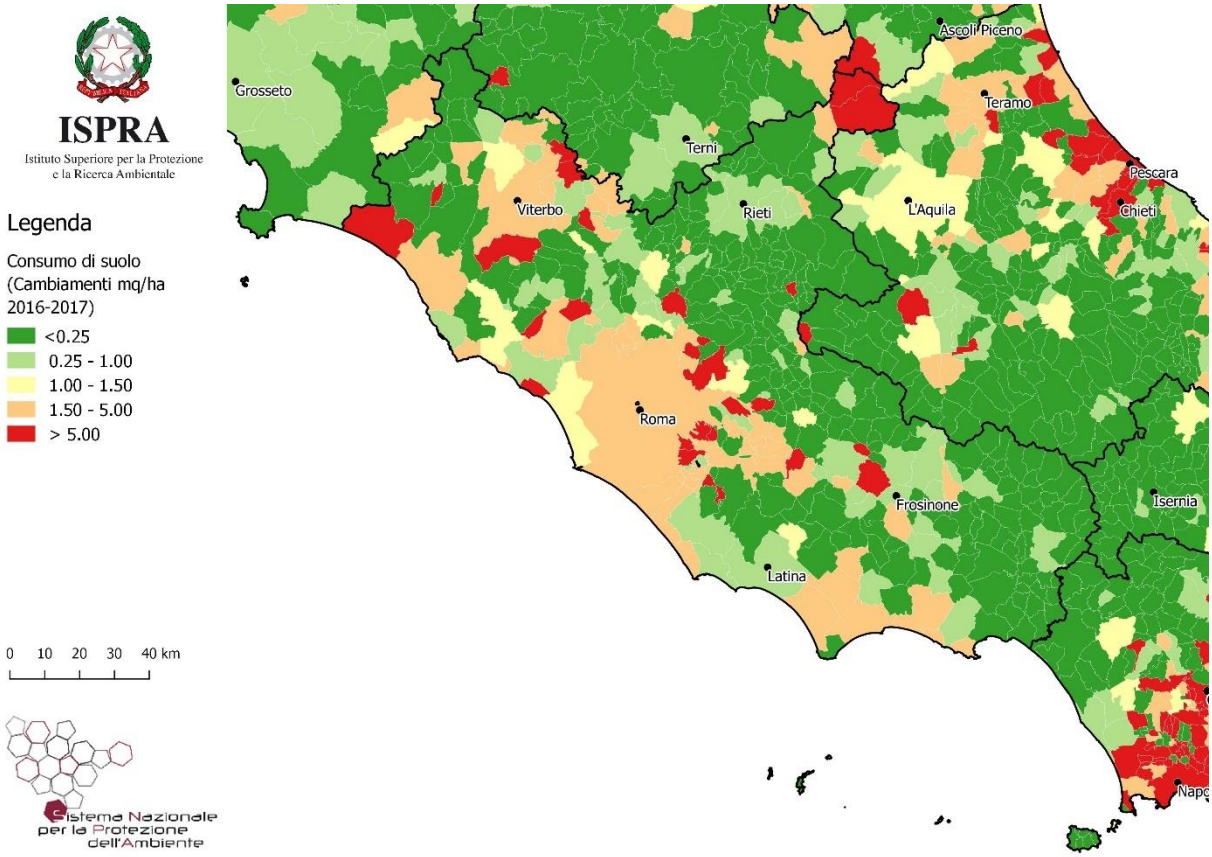


Figura 172 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

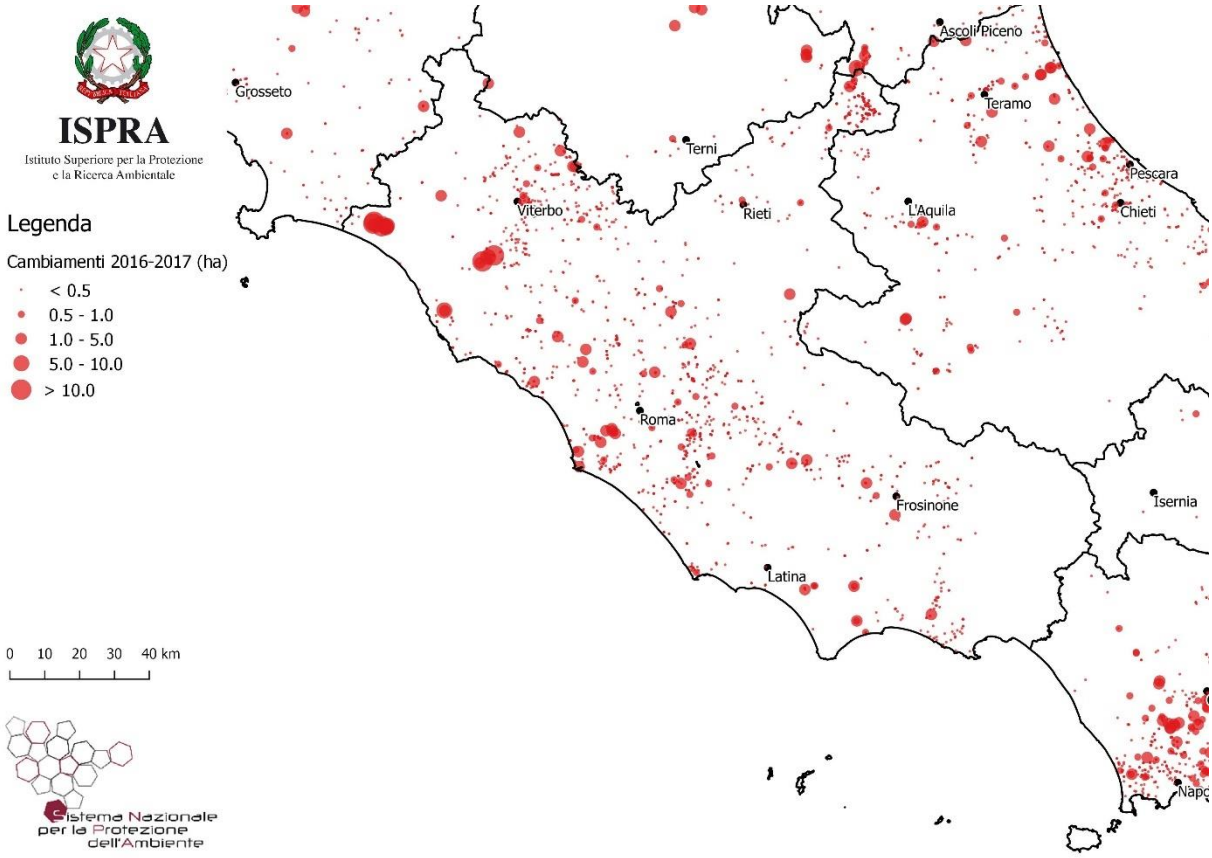


Figura 173 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

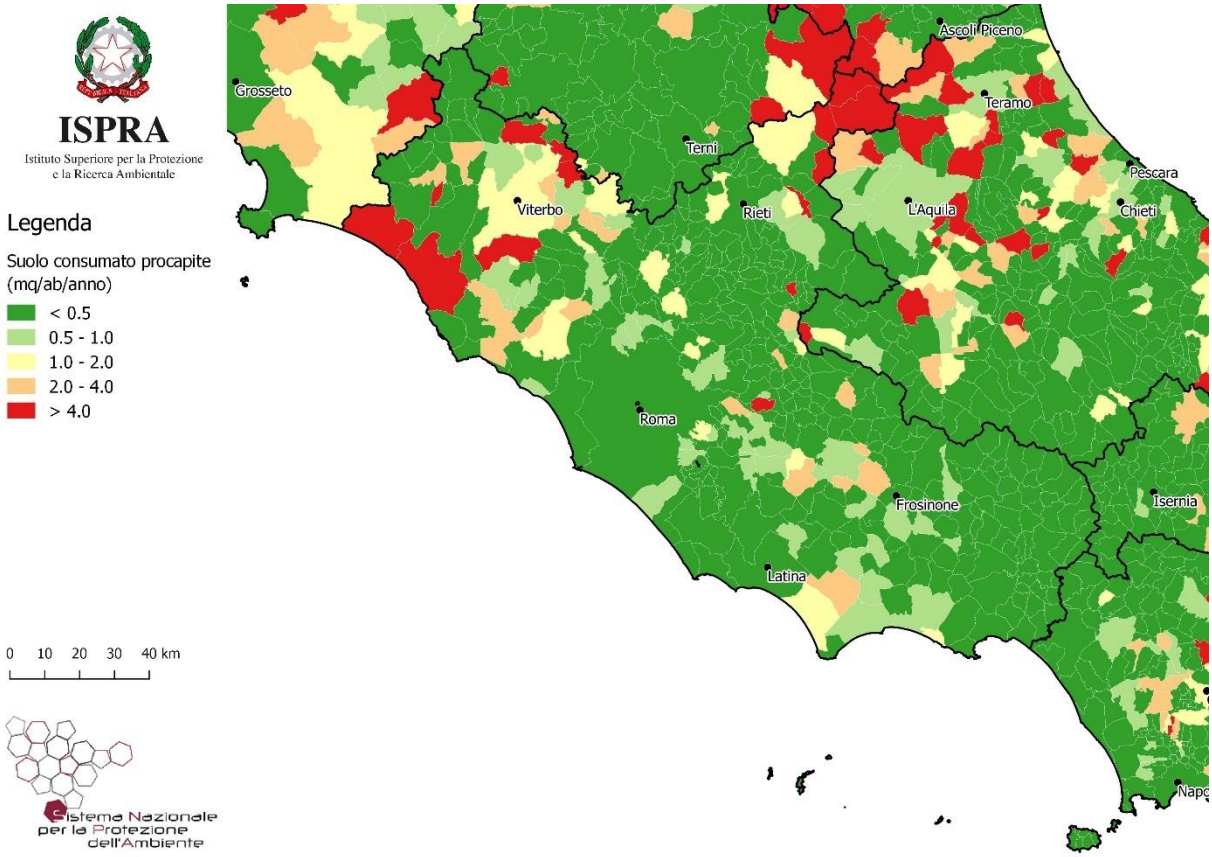
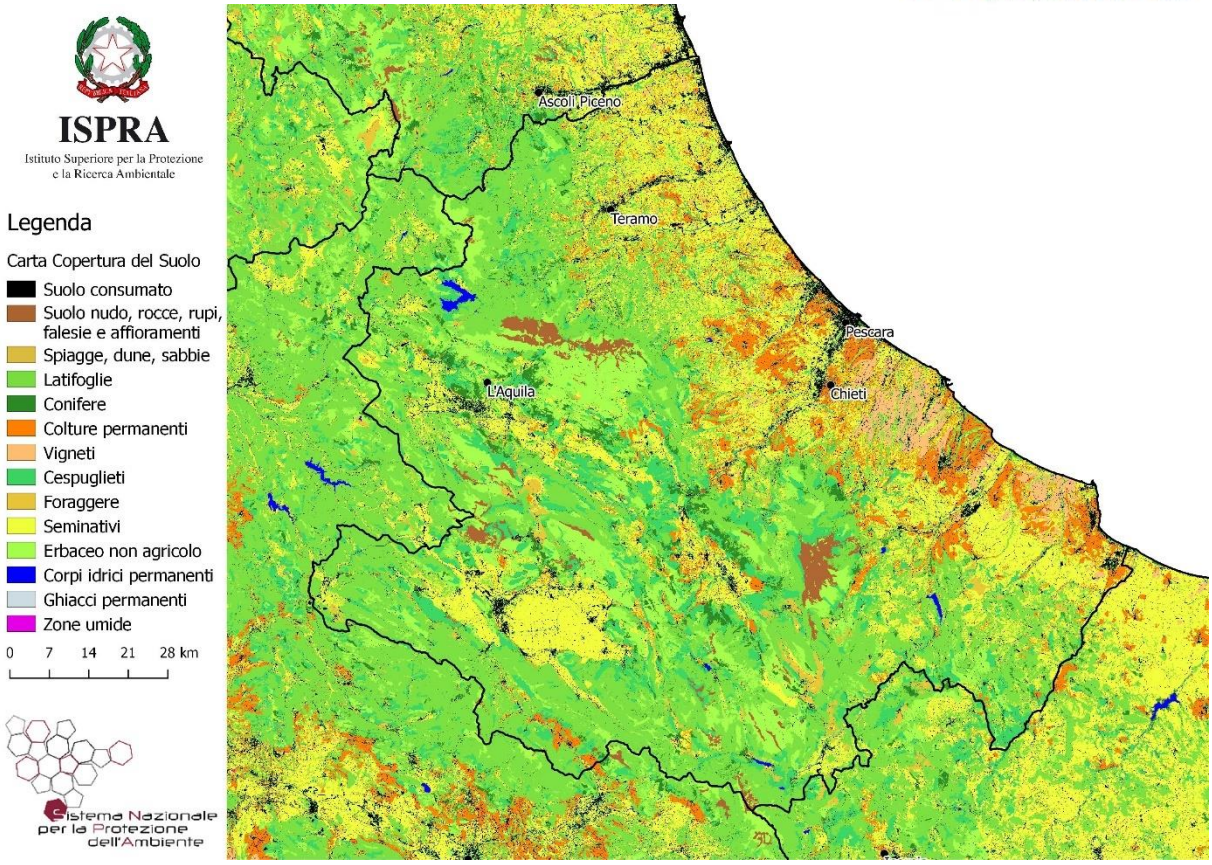
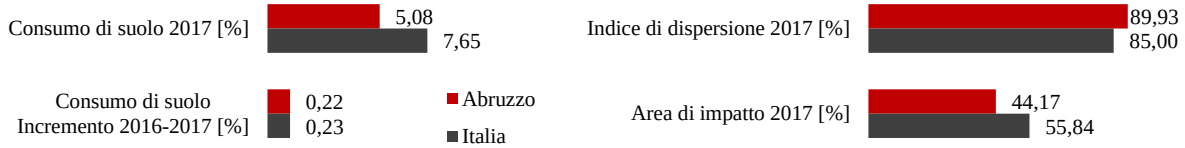


Figura 174 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.14 Regione Abruzzo

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ISPRA





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Chieti	6,2	6,2	161	414	0,16	26	0,7
L'Aquila	3,4	3,4	169	561	0,17	29	1,0
Pescara	7,2	7,2	88	273	0,27	24	0,7
Teramo	6,7	6,7	130	421	0,30	39	1,2
Regione	5,1	5,1	549	415	0,22	118	0,9

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Pescara	51,1	1.L'Aquila	27	1.Calascio	4.681
2.Martinsicuro	33,4	2.Pescara	17	2.Villa Santa Lucia degli Abruzzi	4.425
3.Montesilvano	33,4	3.Teramo	15	3.Cocullo	4.140

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Castilenti	2,4	1.L'Aquila	6	1.Massa d'Albe	32
2.Massa d'Albe	2,2	2.Città Sant'Angelo	5	2.Castilenti	23
3.Goriano Sicoli	1,4	3.Massa d'Albe	5	3.Valle Castellana	19

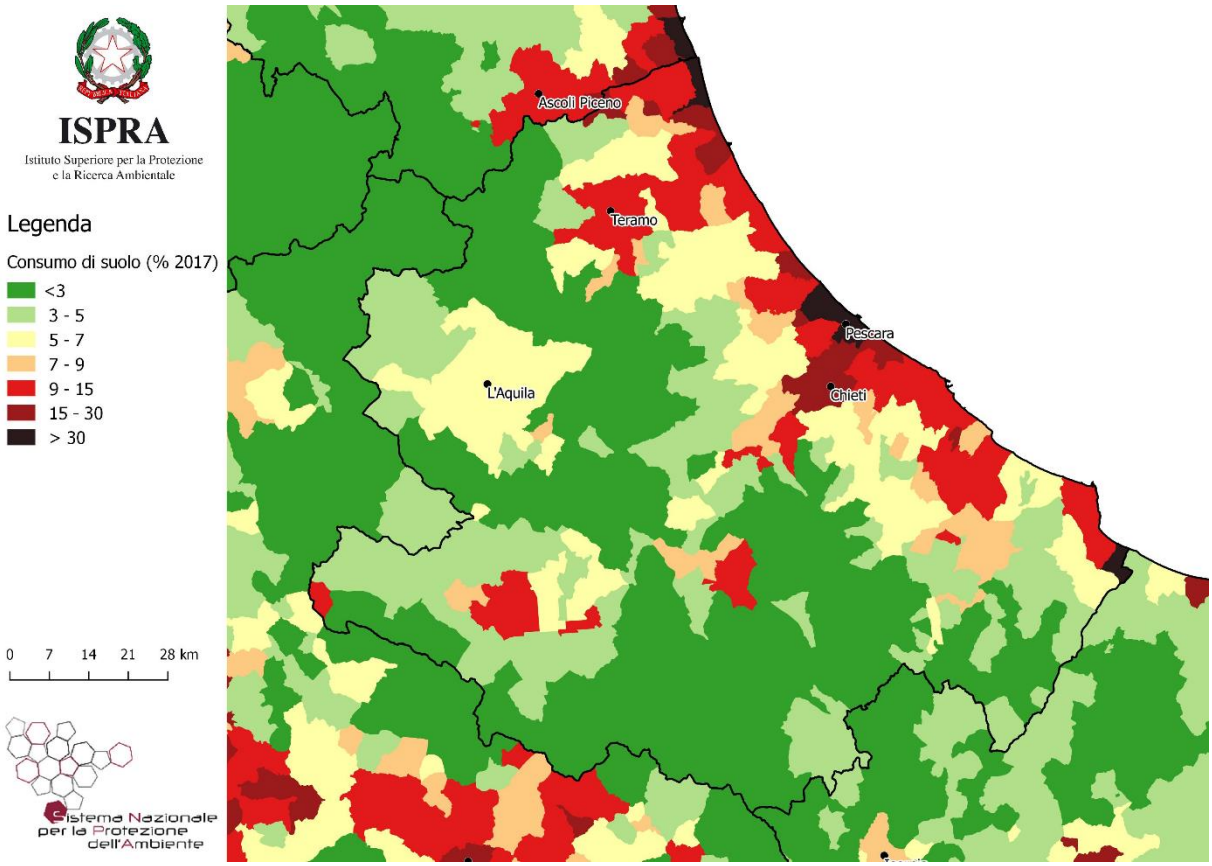


Figura 175 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

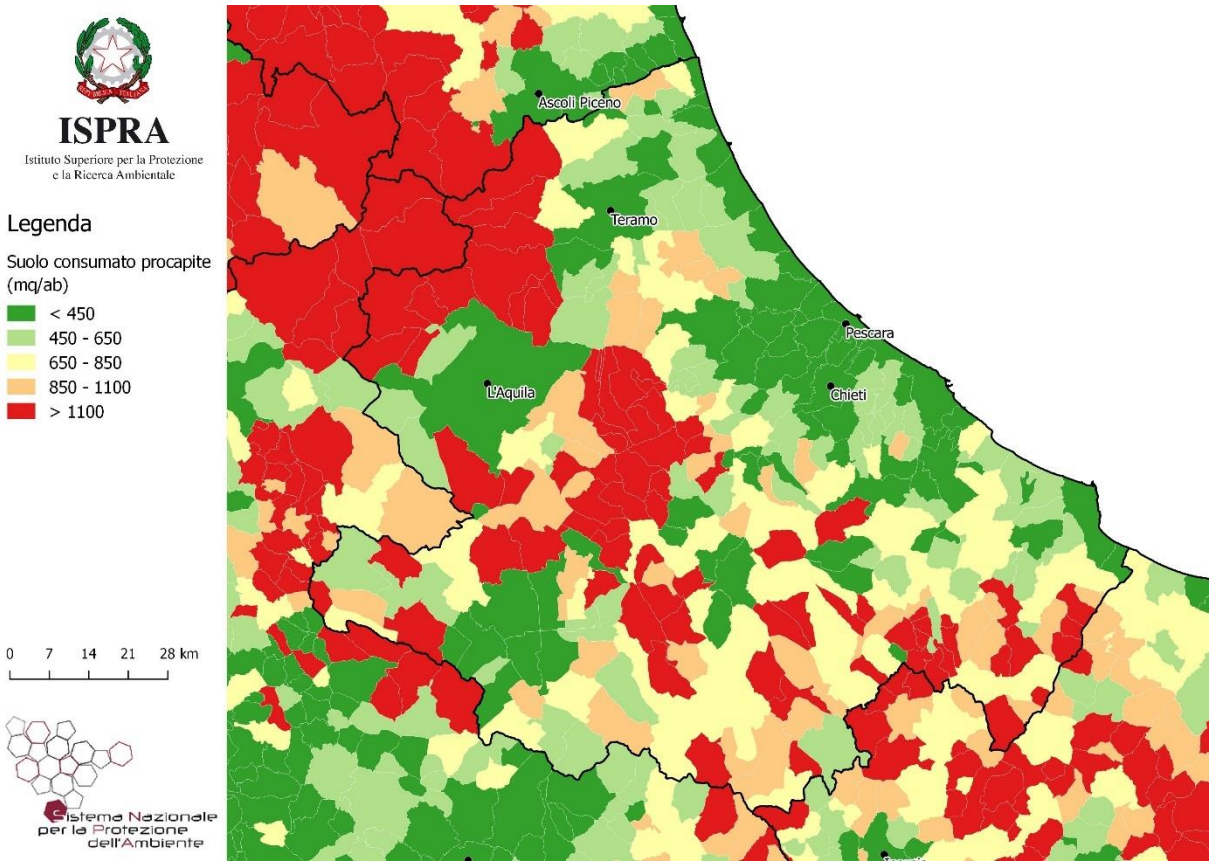


Figura 176 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

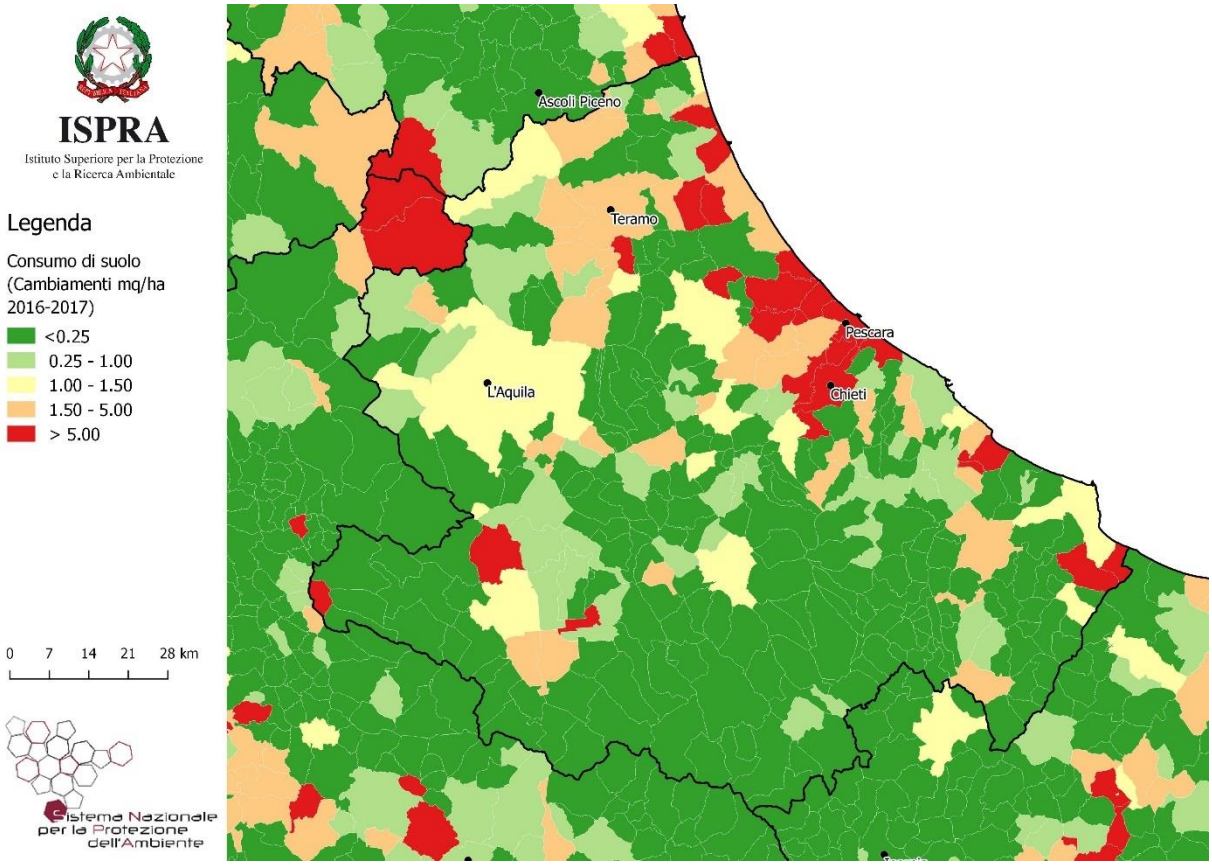


Figura 177 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

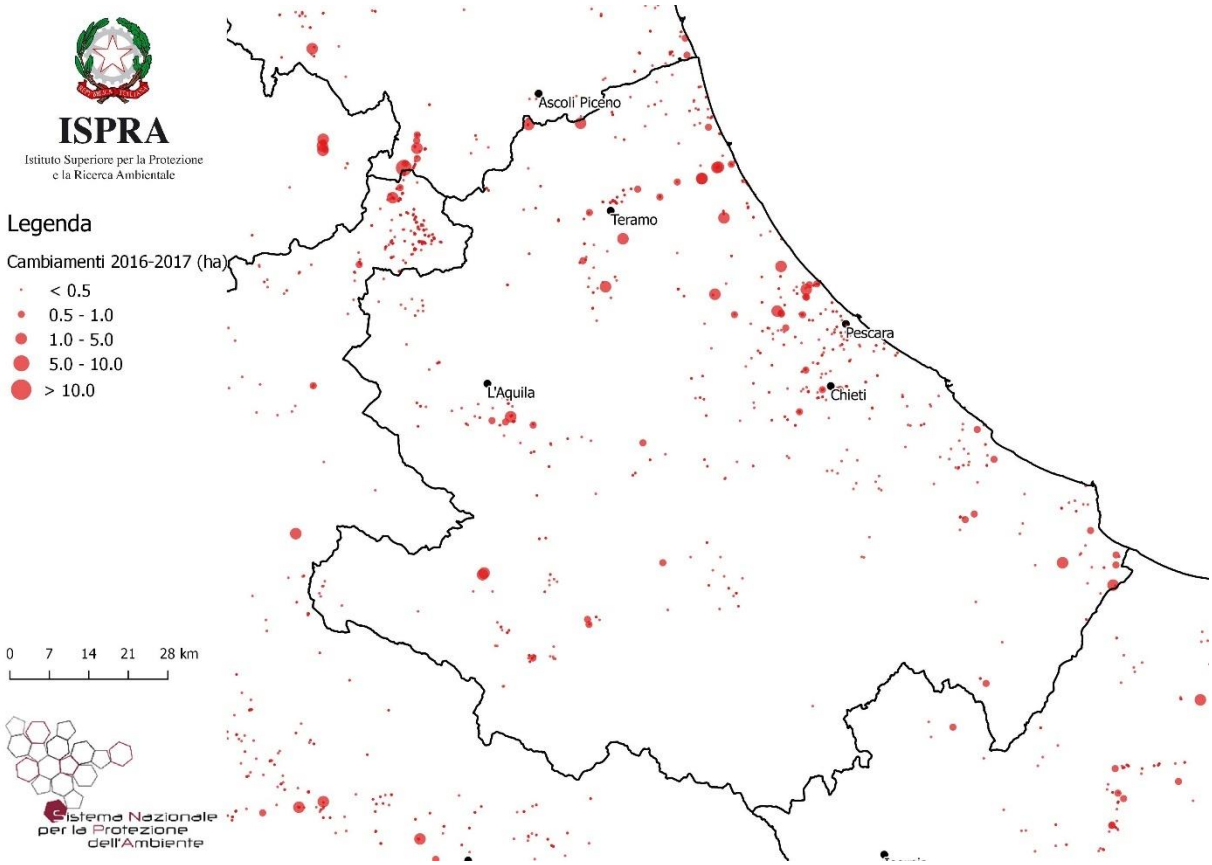


Figura 178 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

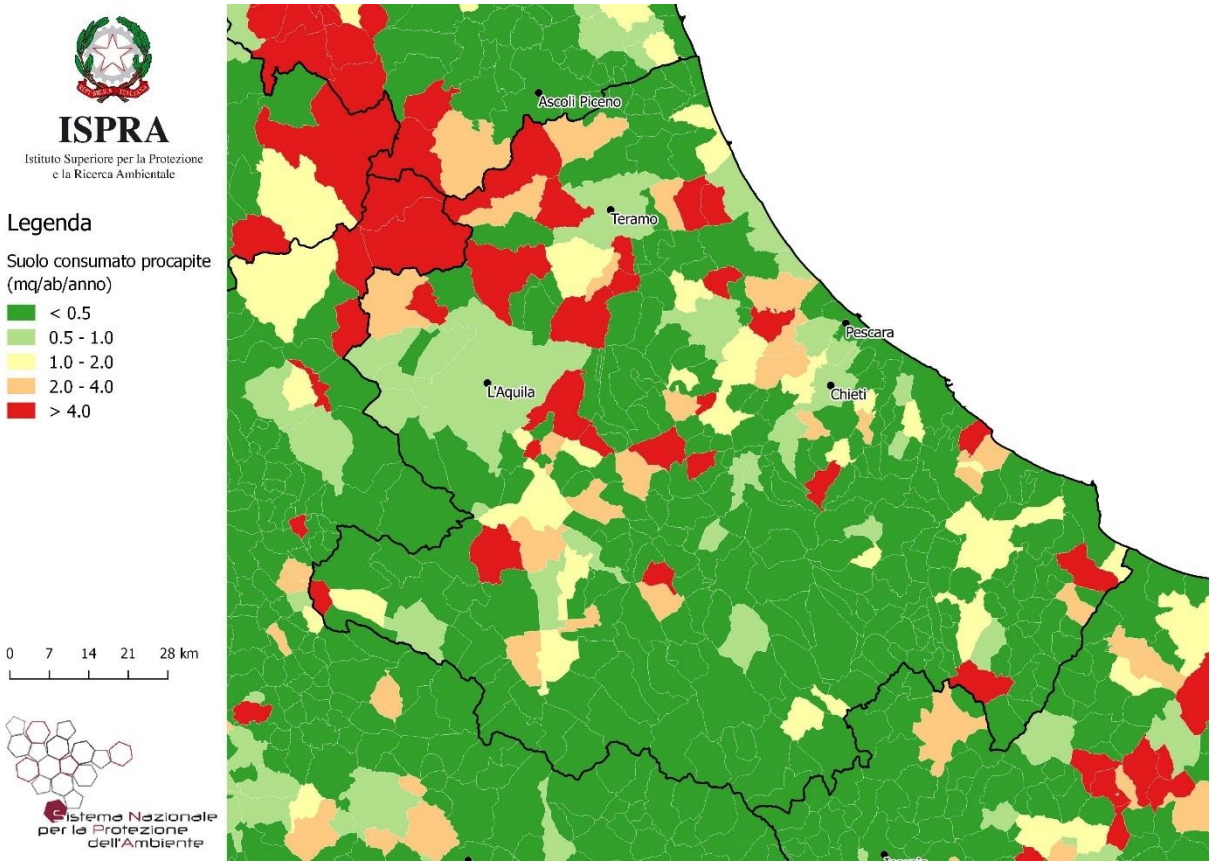
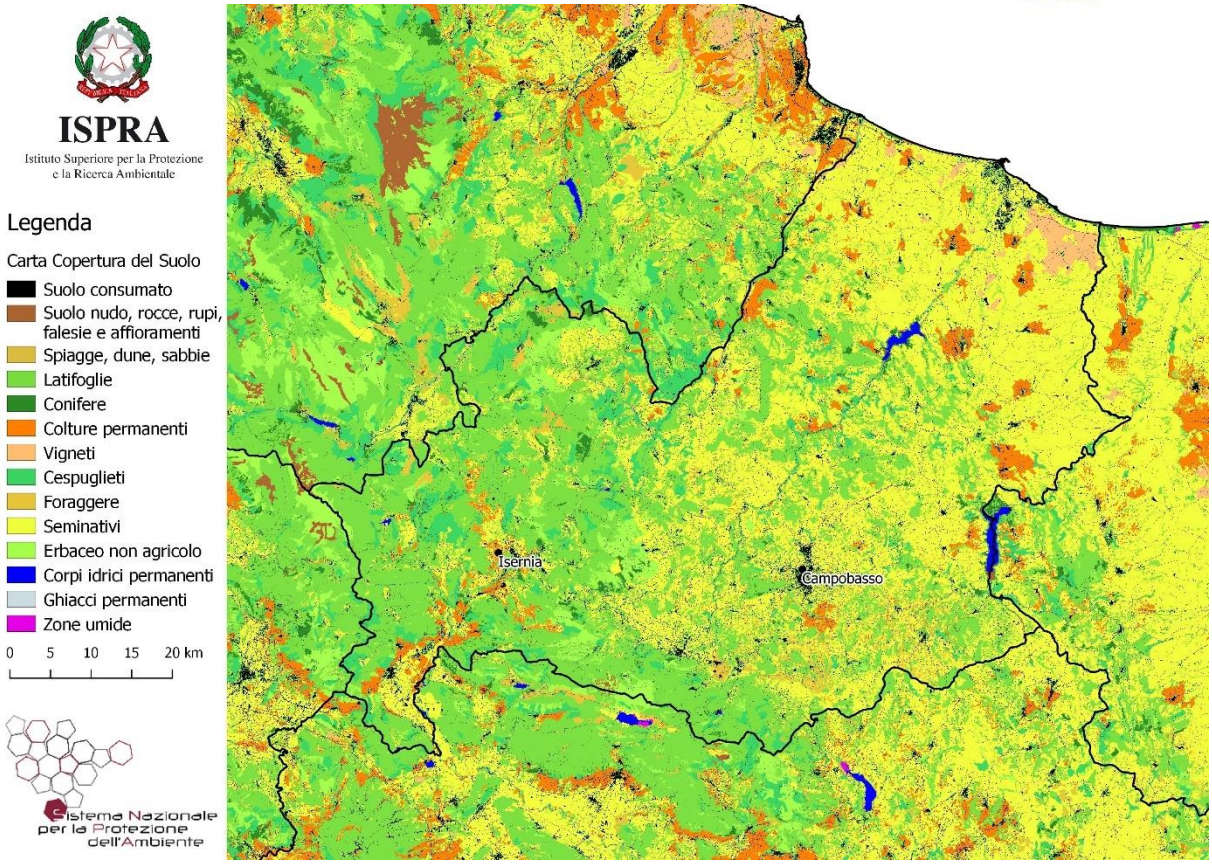
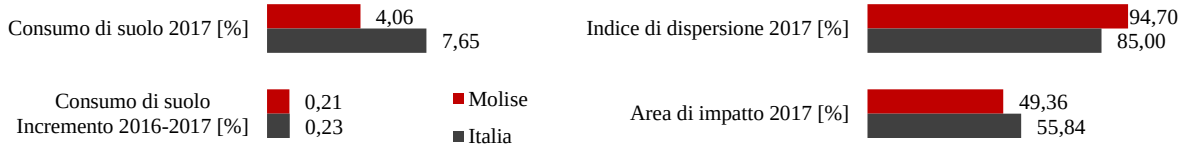


Figura 179 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.15 Regione Molise

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ISPRA





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Campobasso	4,4	4,4	127	567	0,29	36	1,6
Isernia	3,5	3,5	53	617	0,03	2	0,2
Regione	4,1	4,1	180	581	0,21	38	1,2

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Campobasso	19,9	**1.Campobasso**	11	**1.Campochiaro**	2.735
2.Termoli	17,2	**2.Termoli**	10	**2.Chiauci**	2.503
3.Isernia	8,5	**3.Isernia**	6	**3.San Polo Matese**	2.101

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Petrella Tifernina	2,7	**1.Campobasso**	4	**1.Campochiaro**	47
2.Matrice	2,1	**2.Bojano**	3	**2.Matrice**	23
3.Campochiaro	1,8	**3.Larino**	3	**3.San Polo Matese**	22

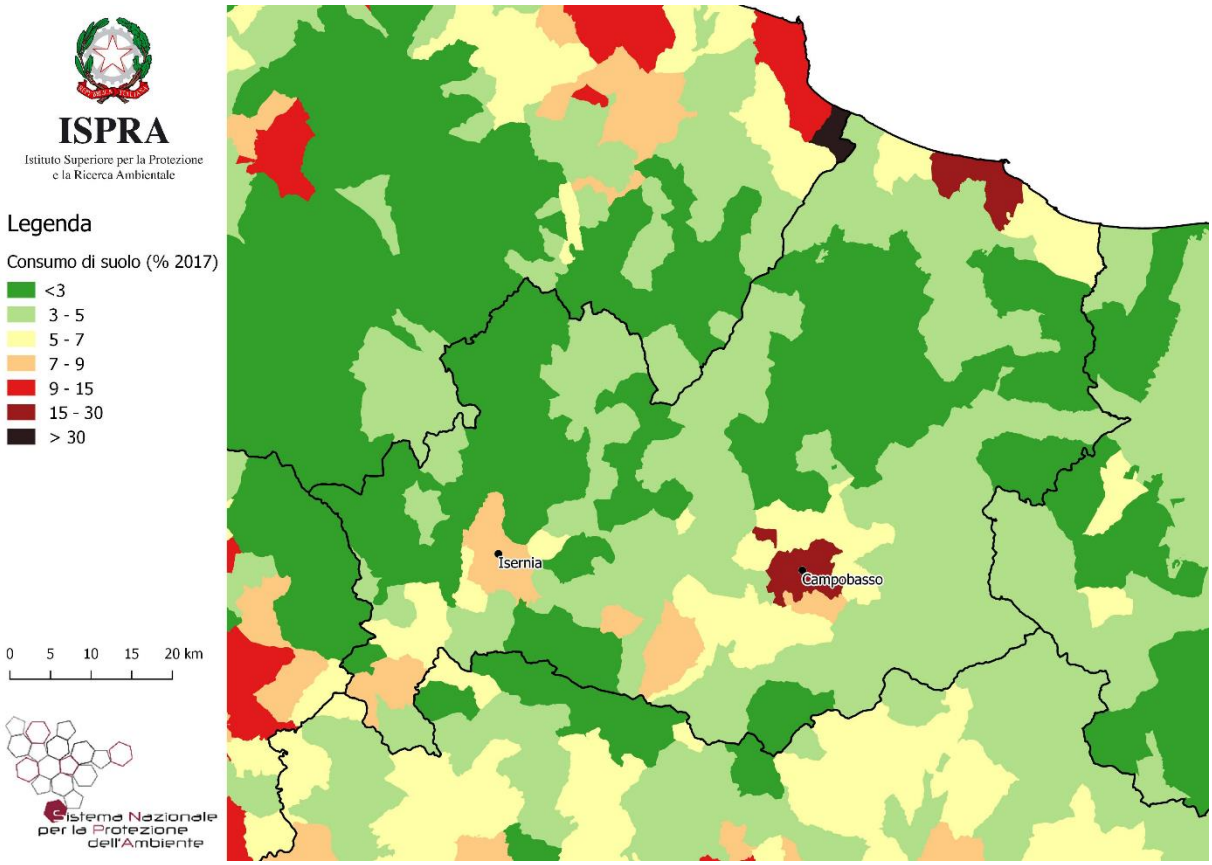


Figura 180 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

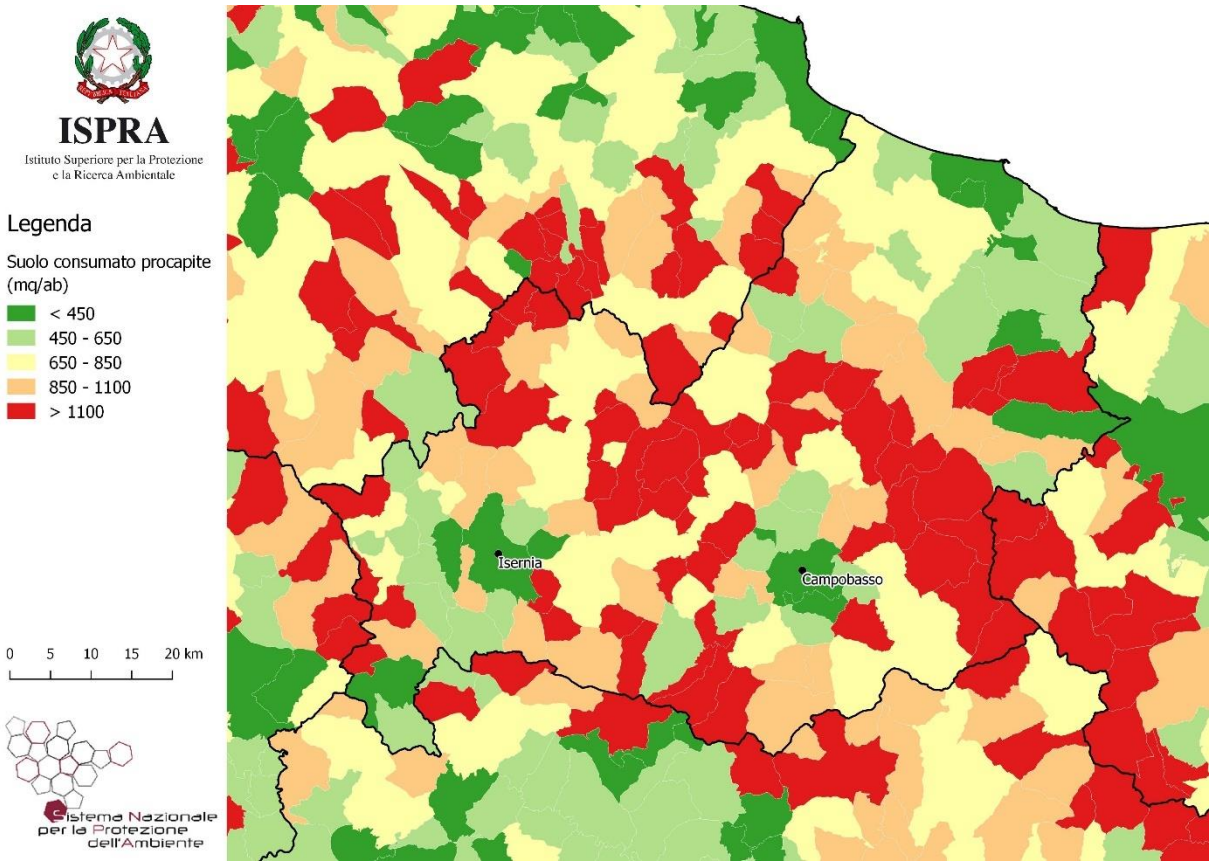


Figura 181 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

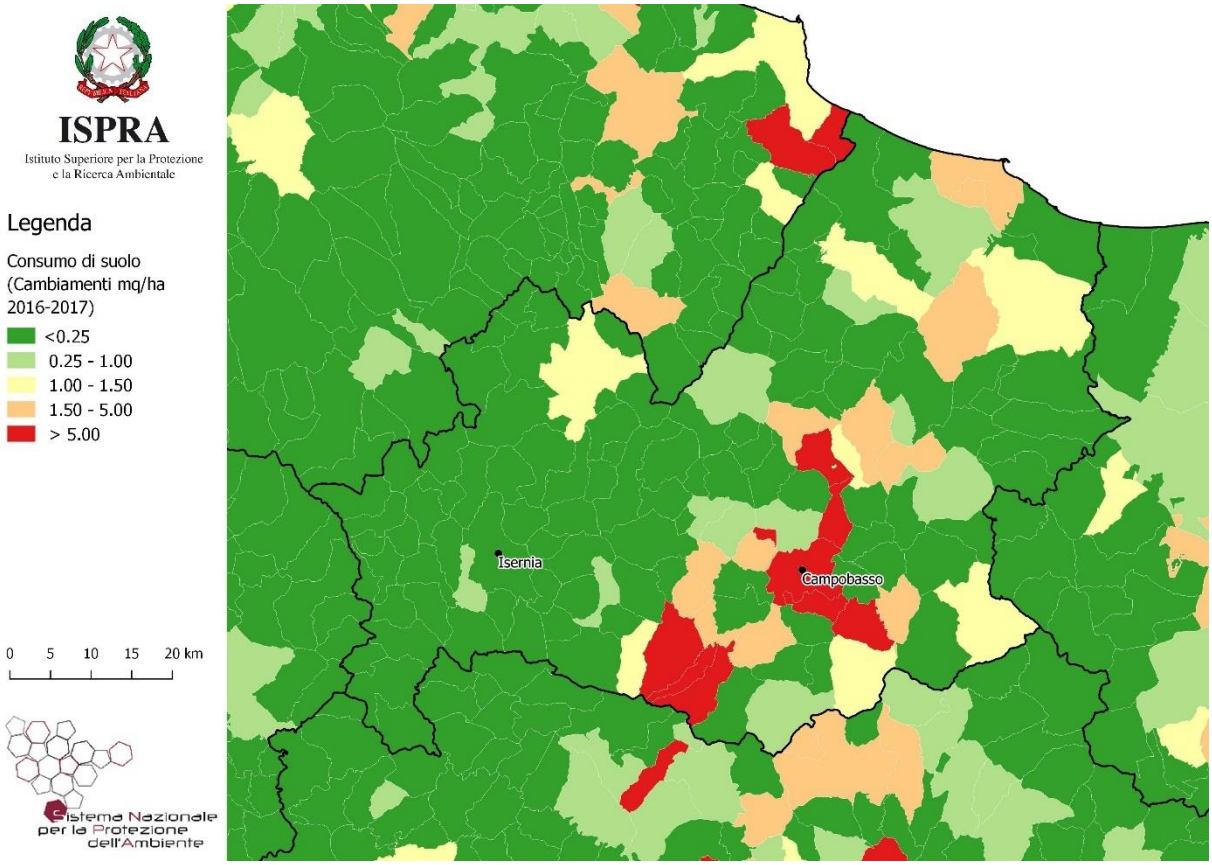


Figura 182 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

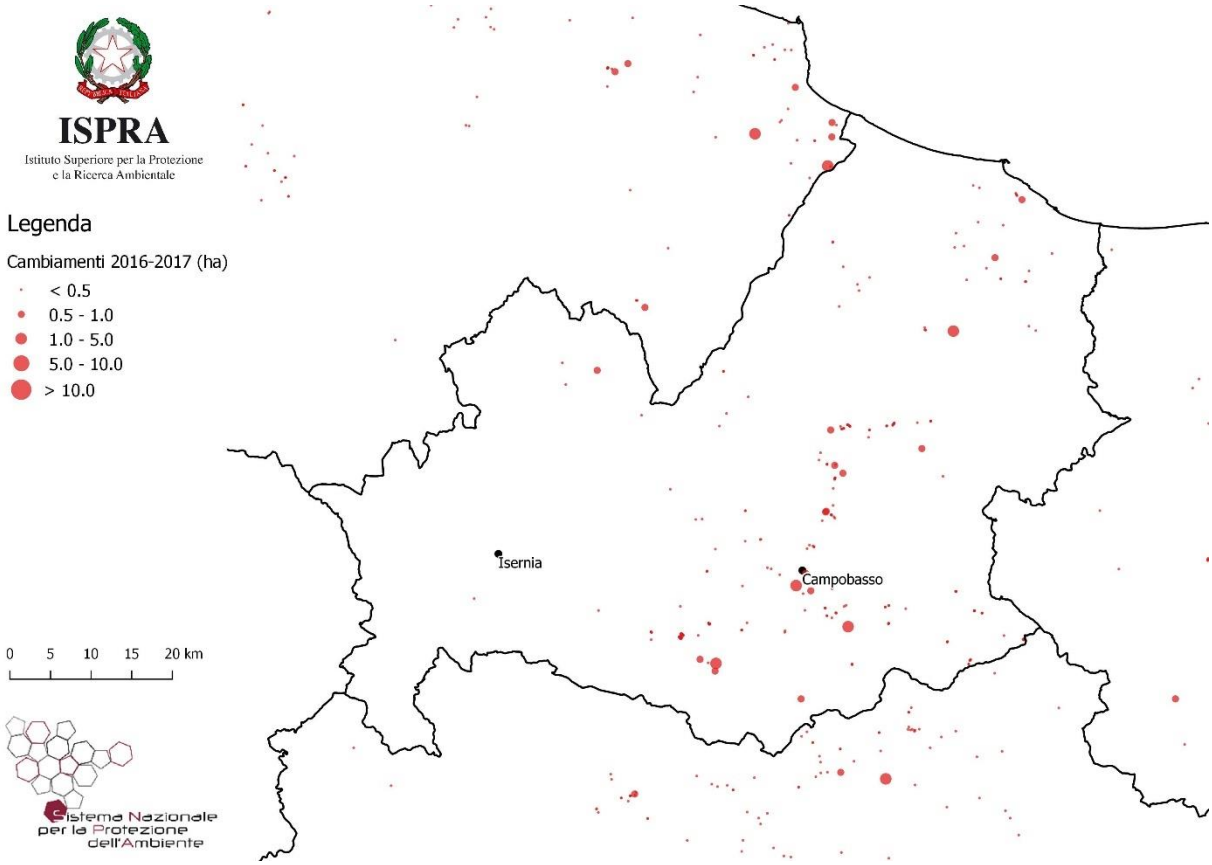


Figura 183 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

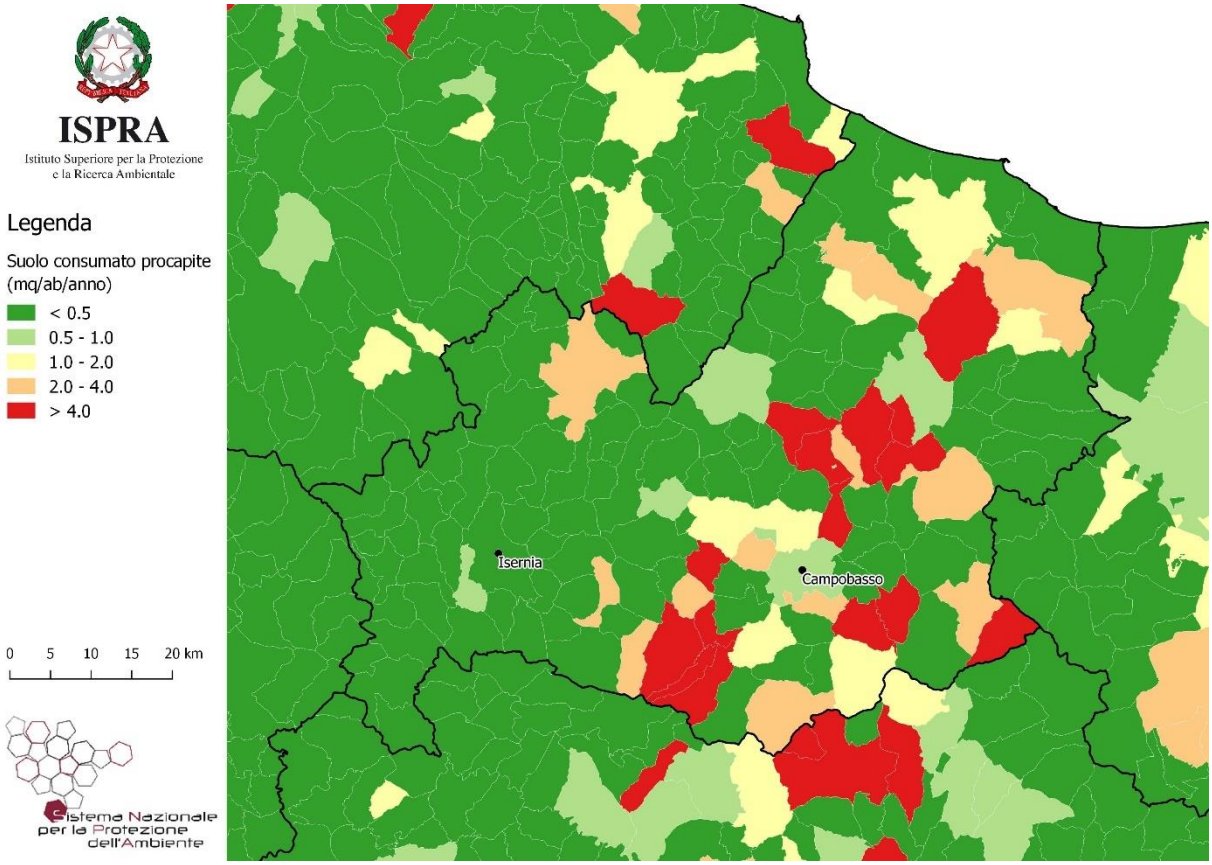
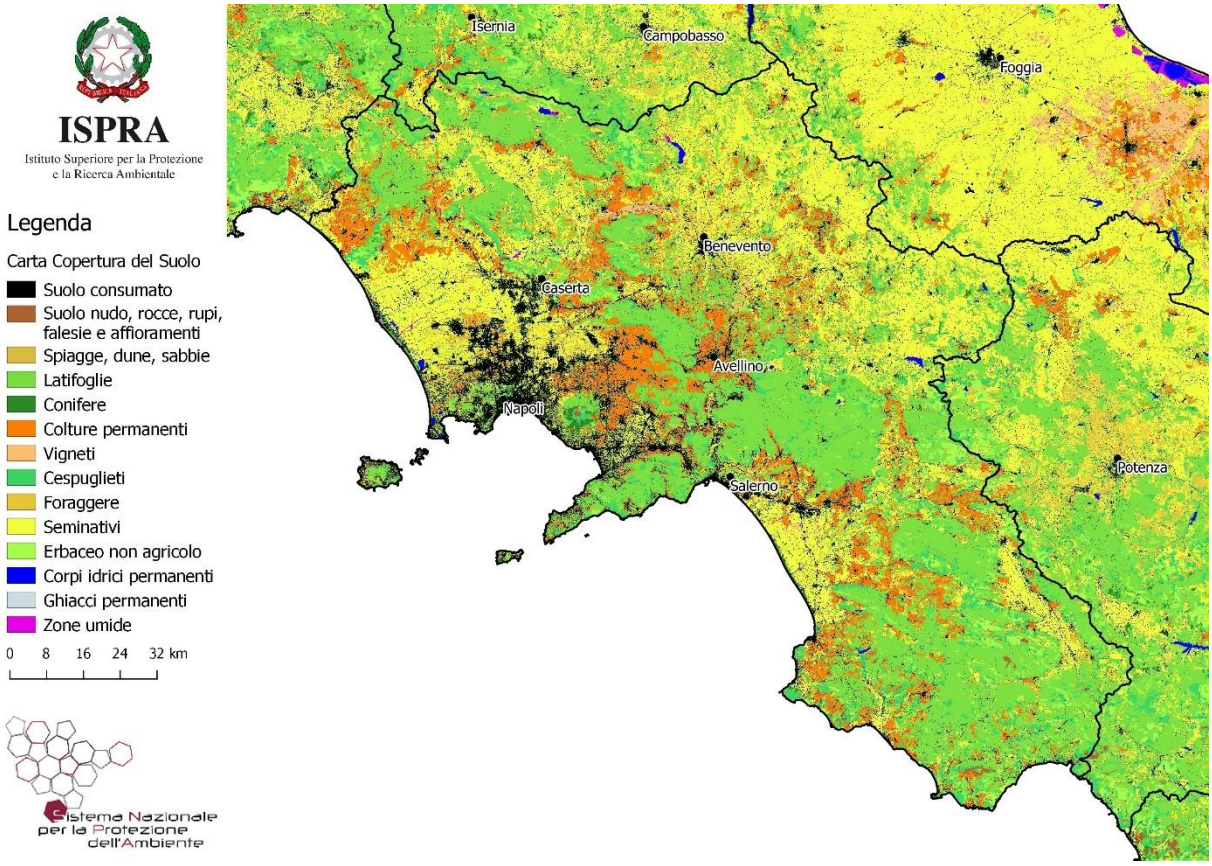
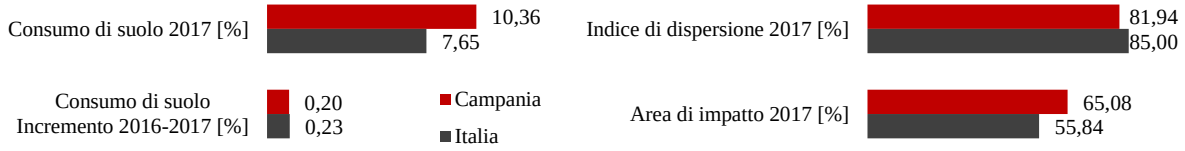


Figura 184 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.16 Regione Campania

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Campania





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Avellino	7,3	7,3	203	479	0,20	42	1,0
Benevento	7,1	7,1	146	523	0,28	41	1,5
Caserta	9,9	10,0	263	284	0,21	56	0,6
Napoli	34,1	34,2	400	129	0,21	84	0,3
Salerno	8,1	8,1	397	360	0,14	56	0,5
Regione	10,4	10,4	1.409	241	0,20	279	0,5

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1. Casavatore	90,3	1. Napoli	74	1.Conza della Campania	2.021
2. Arzano	82,6	2. Giugliano	24	2.Romagnano al Monte	1.933
3. Melito di Napoli	81,1	3. Salerno	20	3.Ciorlano	1.919

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1. Candida	4,3	1.Benevento	8	1.Candida	16
2.San Potito Sannitico	2,0	2.Caserta	8	2.Puglianello	14
3. Striano	2,0	3.Napoli	7	3.Fragneto Monforte	14

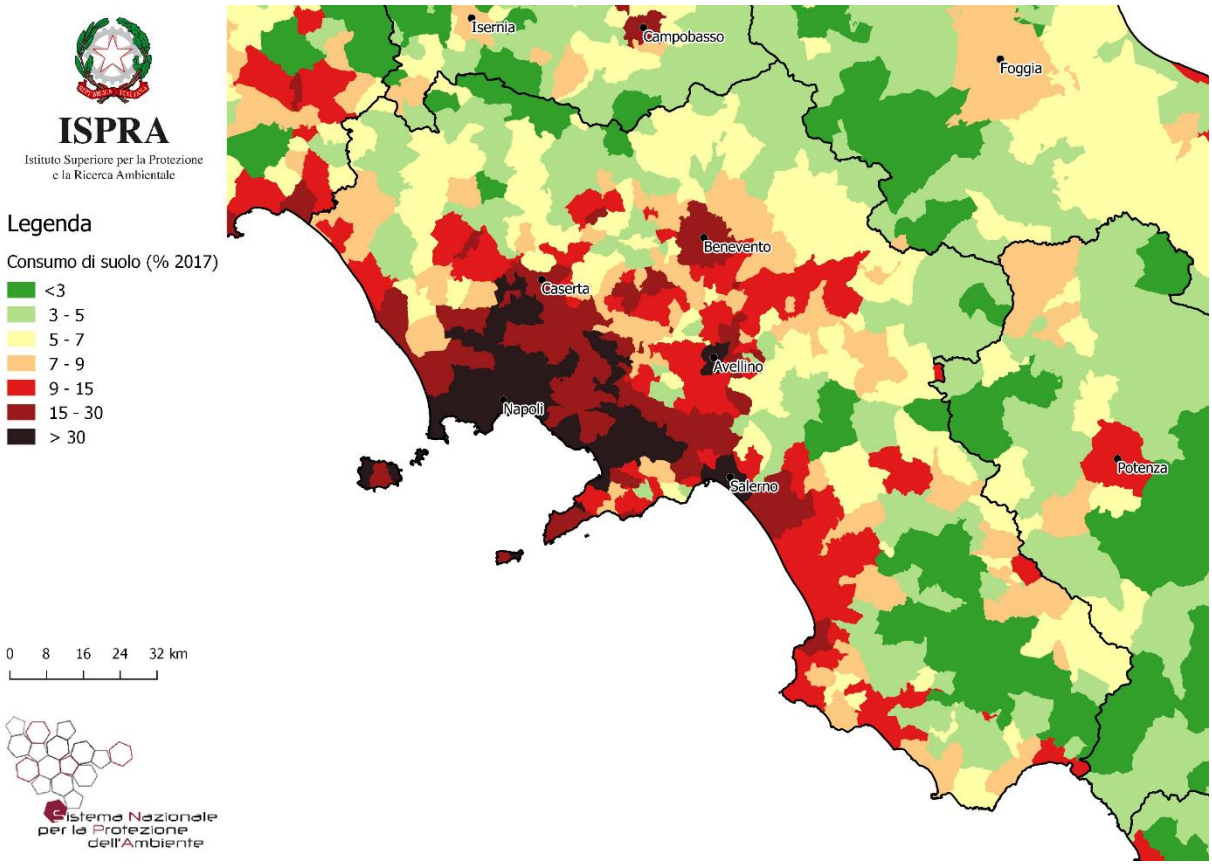


Figura 185 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

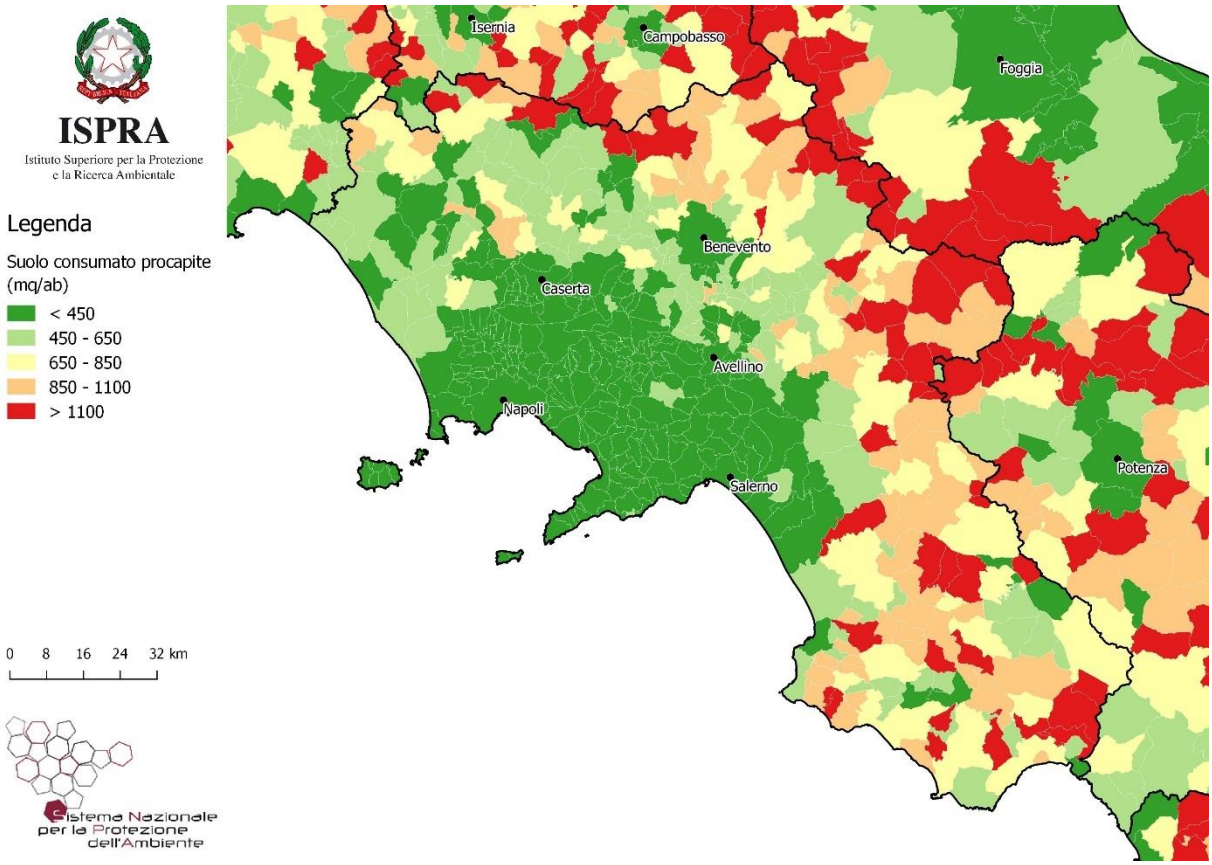


Figura 186 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

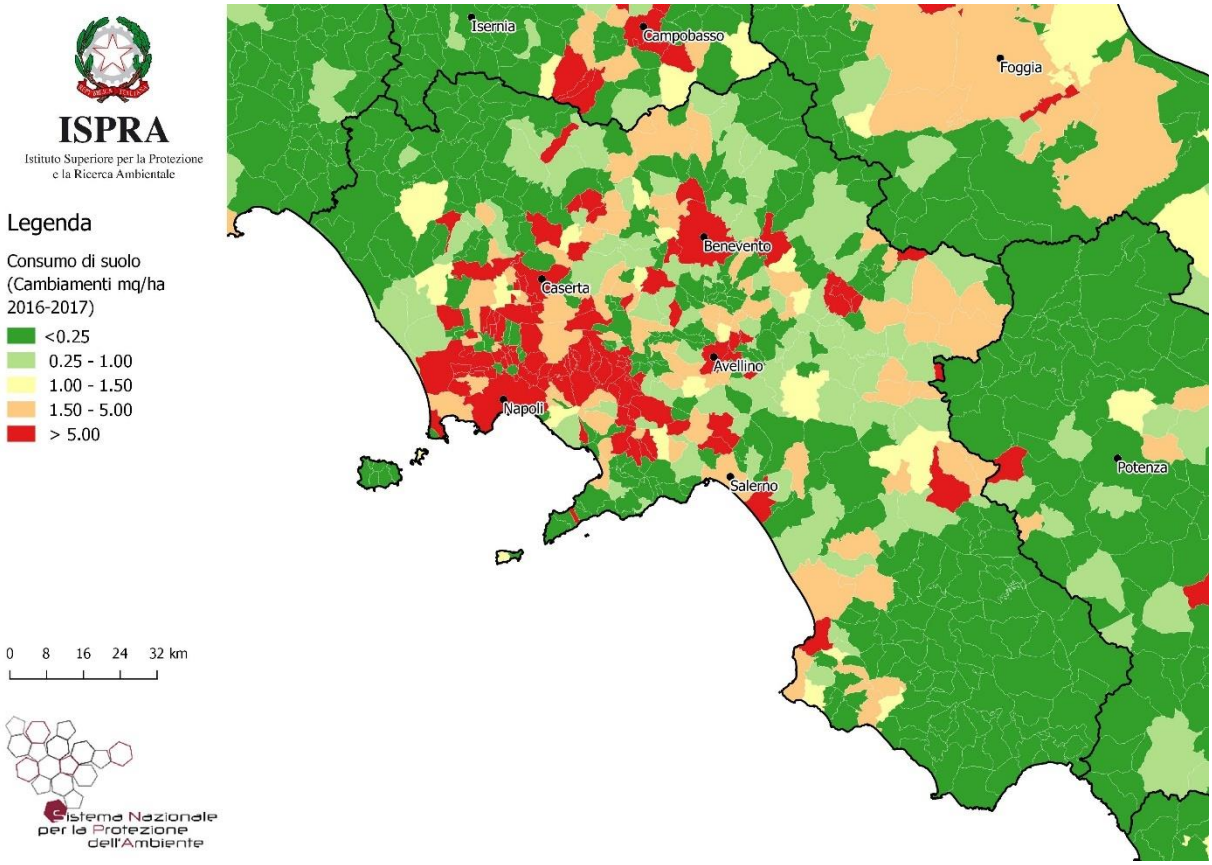


Figura 187 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

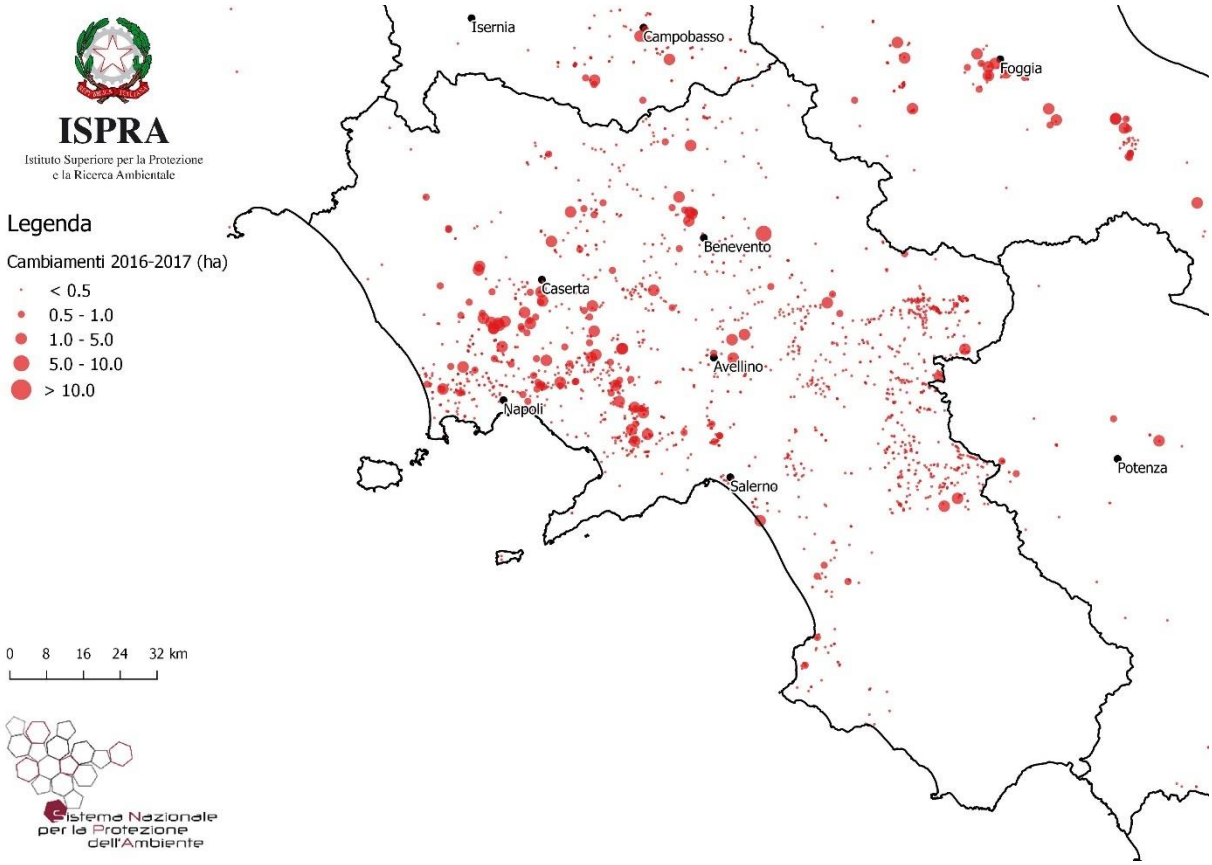


Figura 188 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

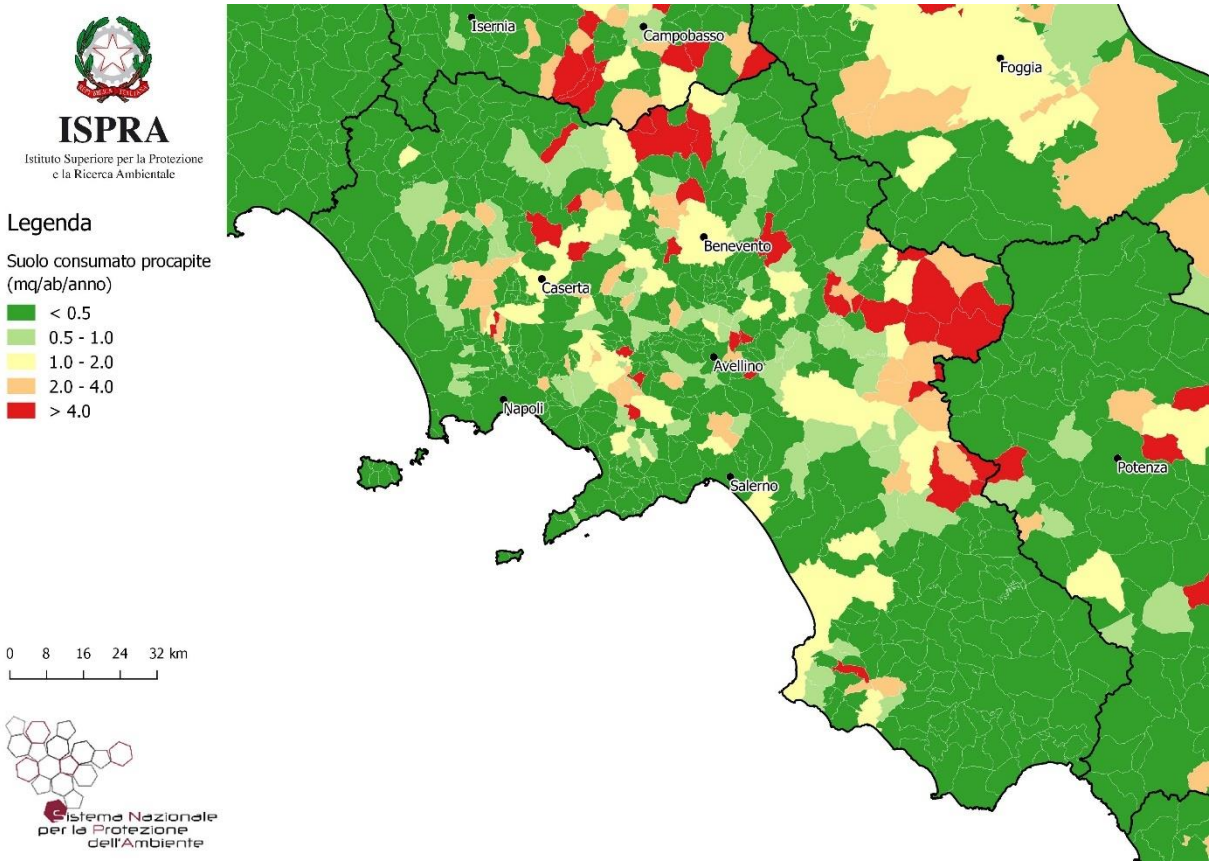
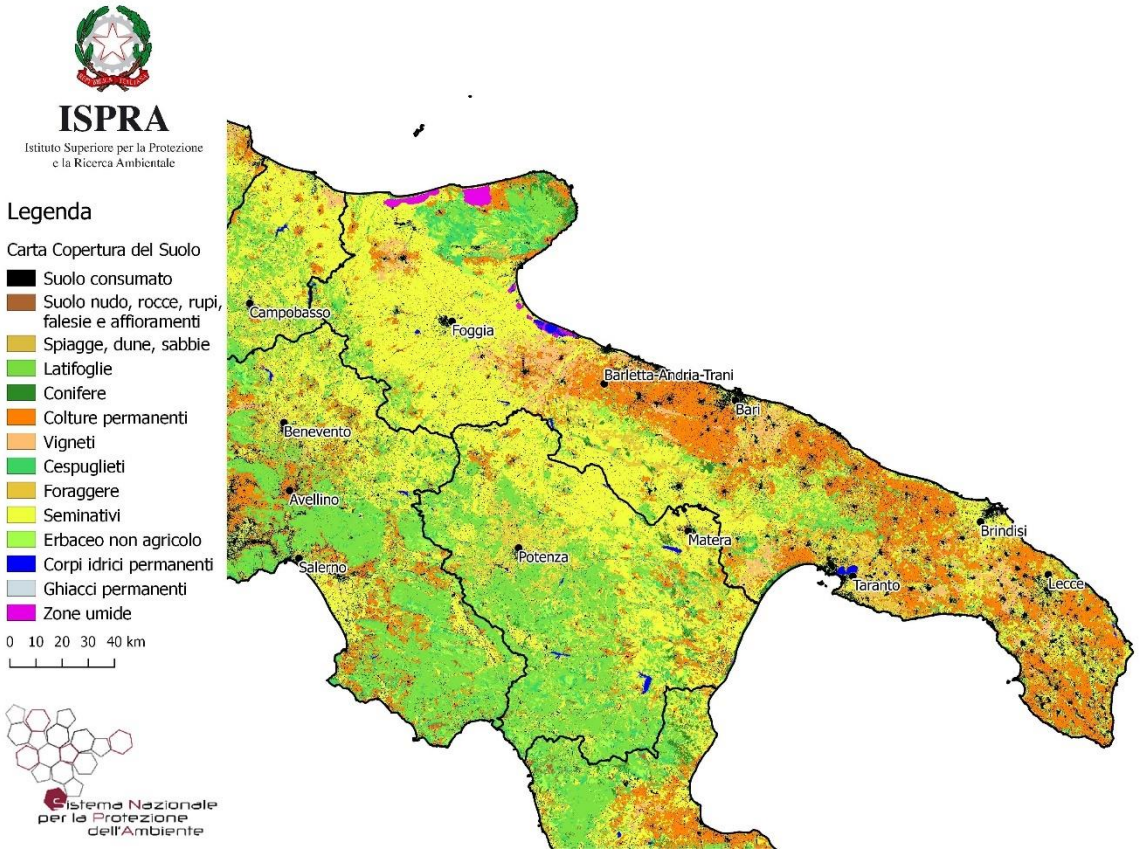
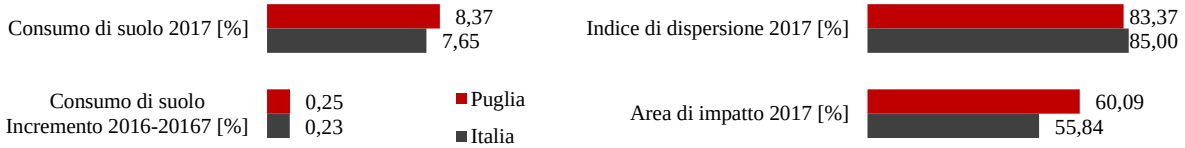


Figura 189 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.17 Regione Puglia

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Puglia





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Bari	10,0	10,0	381	302	0,30	115	0,9
Barletta-Andria-Trani	7,3	7,5	112	287	0,11	13	0,3
Brindisi	10,6	10,6	195	492	0,23	44	1,1
Foggia	4,2	4,3	295	470	0,35	104	1,7
Lecce	14,5	14,6	401	500	0,26	105	1,3
Taranto	9,6	9,7	235	402	0,12	29	0,5
Regione	8,4	8,4	1.620	399	0,25	409	1,0

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Bari	42,3	**1.Taranto**	52	**1.Volturara Appula**	4.399
2.Modugno	41,5	**2.Bari**	49	**2.Celle di San Vito**	2.457
3.Aradeo	28,2	**3.Brindisi**	45	**3.Alberona**	2.085

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.San Marzano di San Giuseppe	1,8	**1.San Severo**	24	**1.Salve**	9
2.San Severo	1,6	**2.Bari**	19	**2.Surano**	8
3.Galatone	1,3	**3.Foggia**	18	**3.Apricena**	7

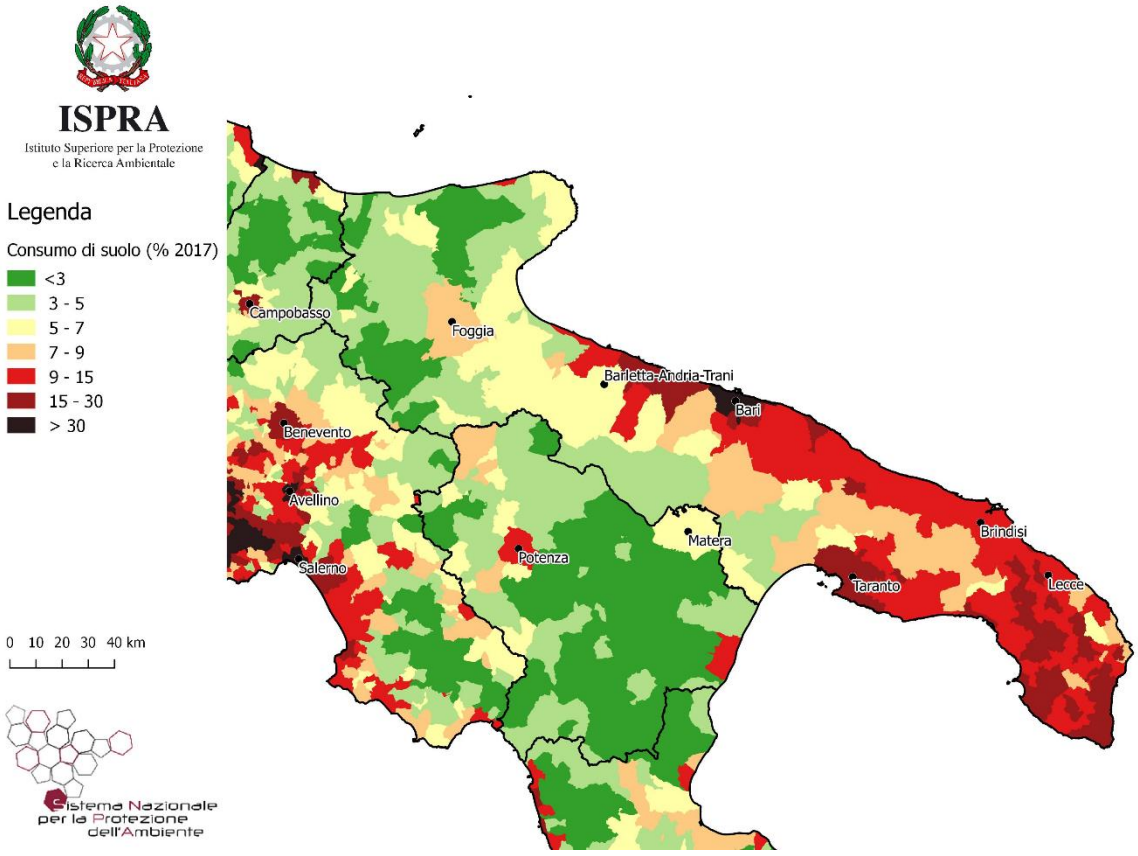


Figura 190 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

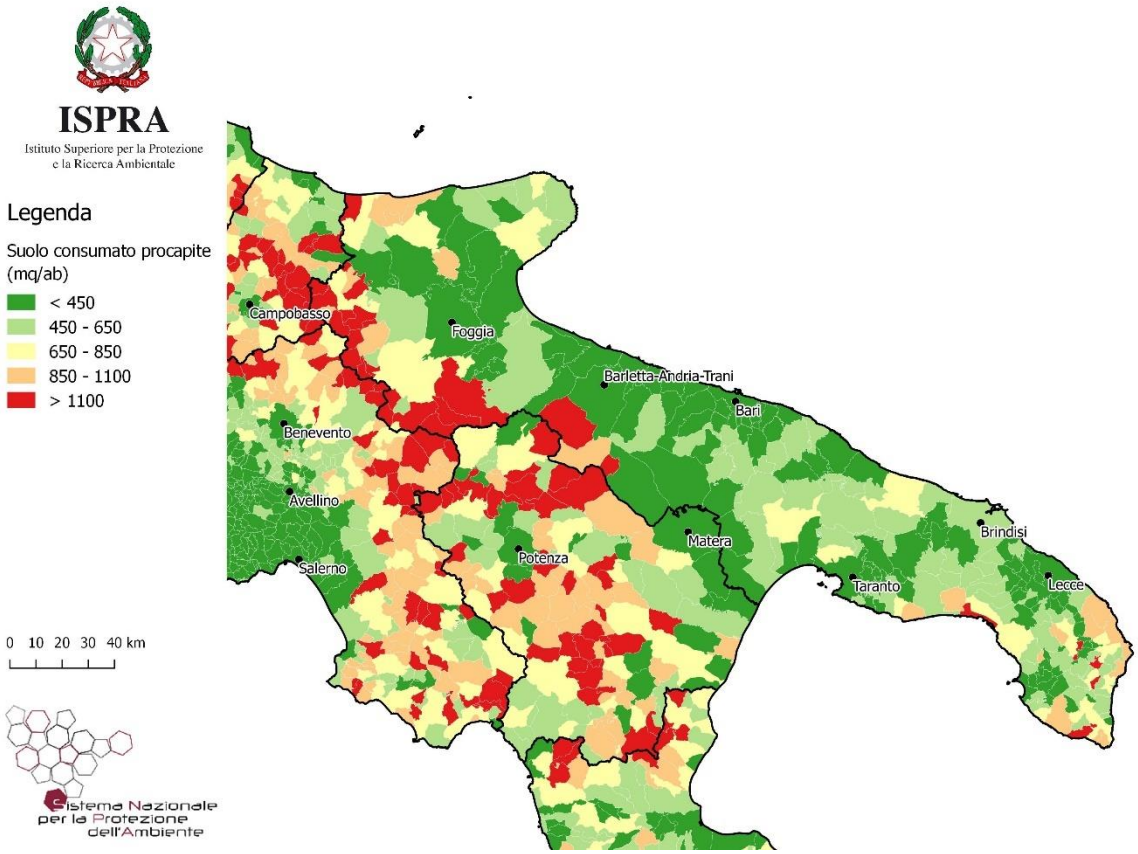


Figura 191 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

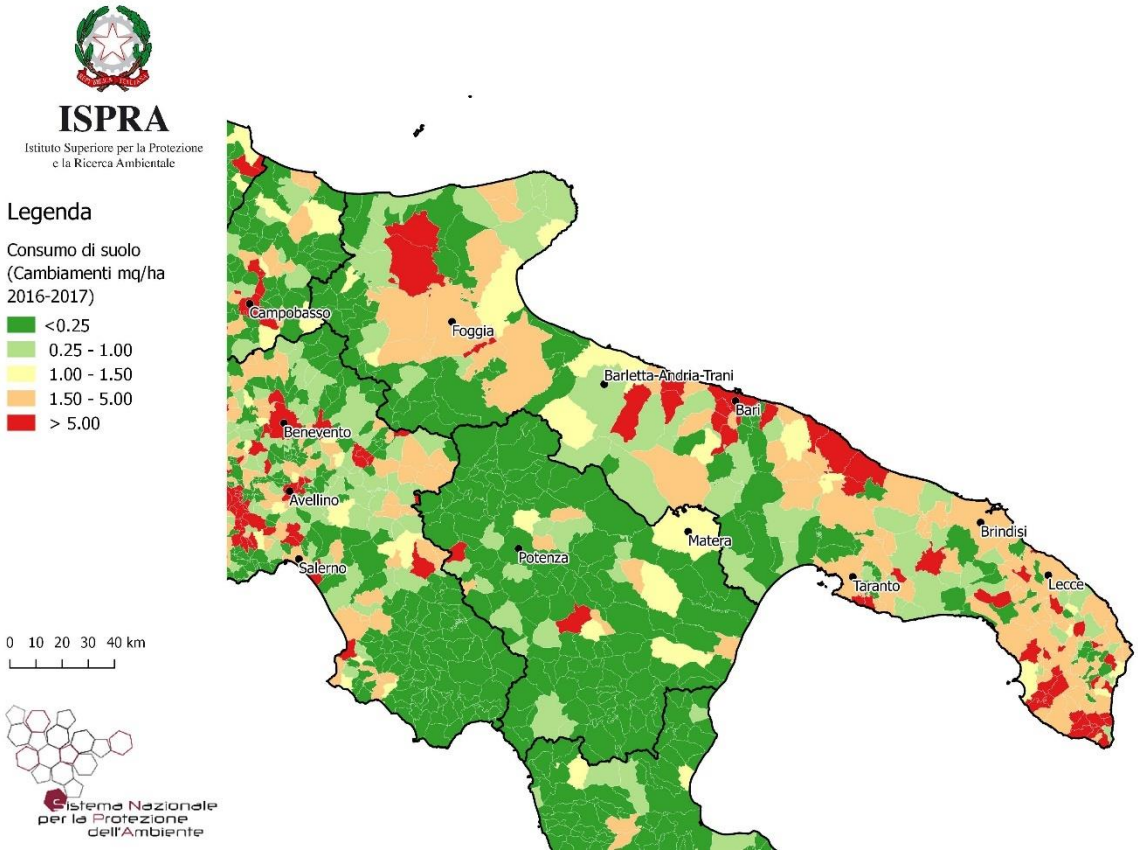


Figura 192 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

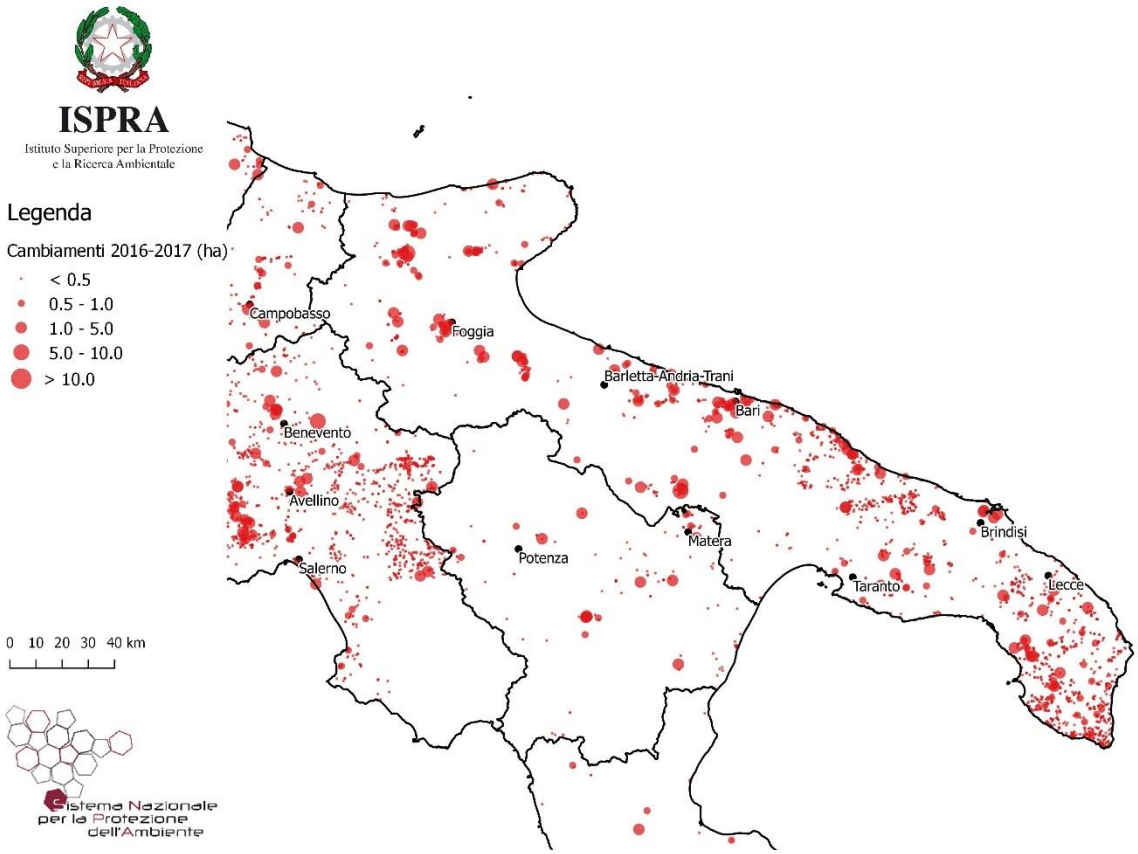


Figura 193 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

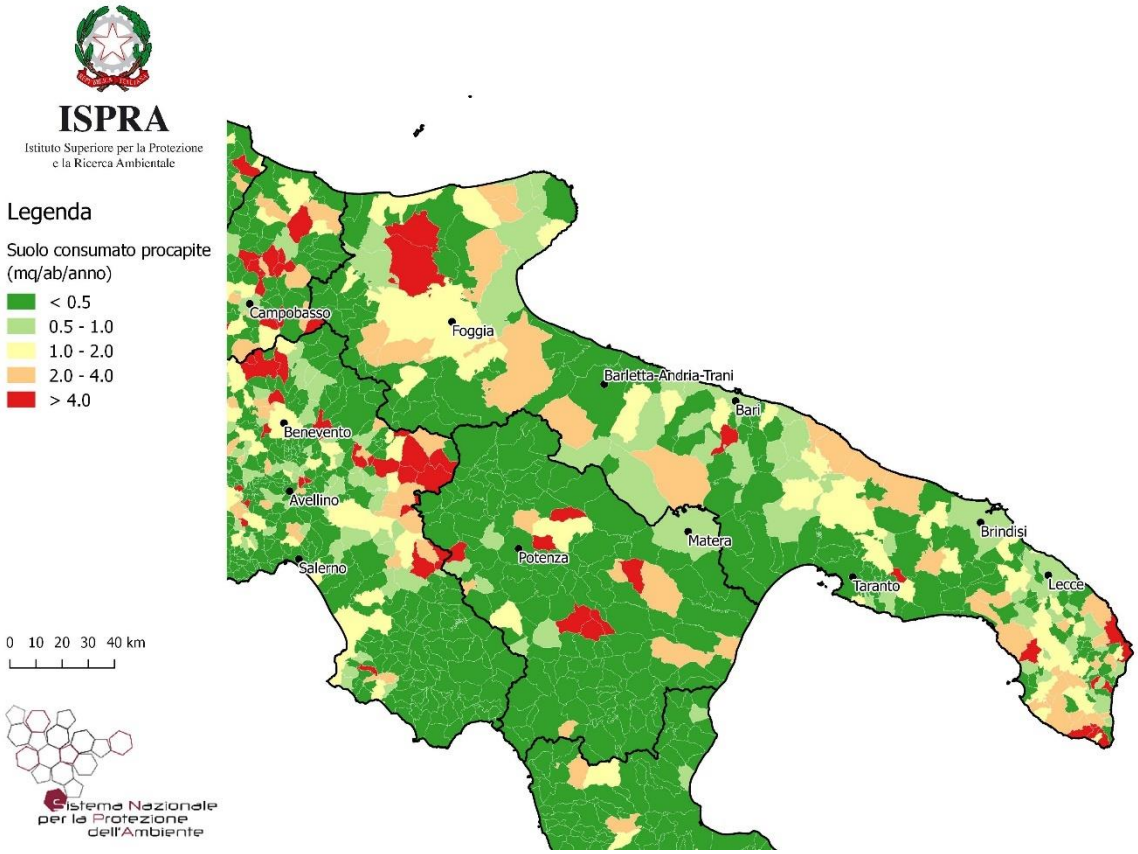
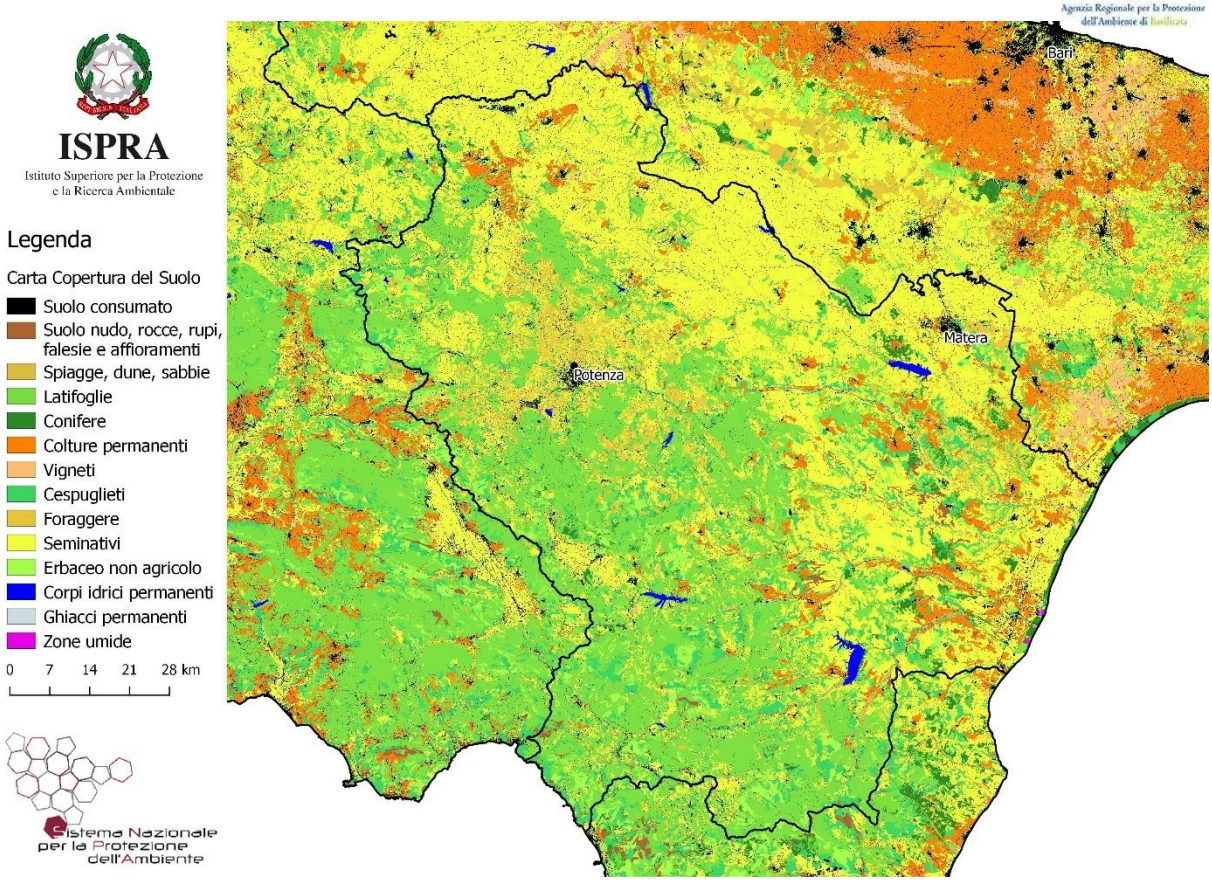
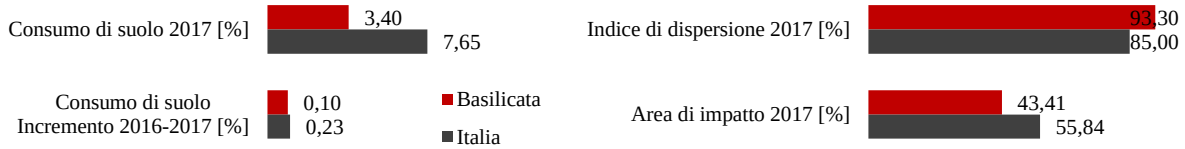


Figura 194 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.18 Regione Basilicata

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ISPRA





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Matera	2,9	2,9	99	495	0,17	17	0,8
Potenza	3,7	3,7	240	648	0,08	18	0,5
Regione	3,4	3,4	339	595	0,10	35	0,6

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Policoro	11,7	**1.Matera**	21	**1.Banzi**	2.261
2.Potenza	10,6	**2.Potenza**	19	**2.Guardia Perticara**	2.100
3.Scanzano Jonico	9,2	**3.Melfi**	14	**3.Sasso di Castalda**	2.079

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Corleto Perticara	2,2	**1.Corleto Perticara**	6	**1.Corleto Perticara**	23
2.Oppido Lucano	1,5	**2.Matera**	5	**2.Balvano**	15
3.Salandra	1,4	**3.Balvano**	3	**3.Guardia Perticara**	12

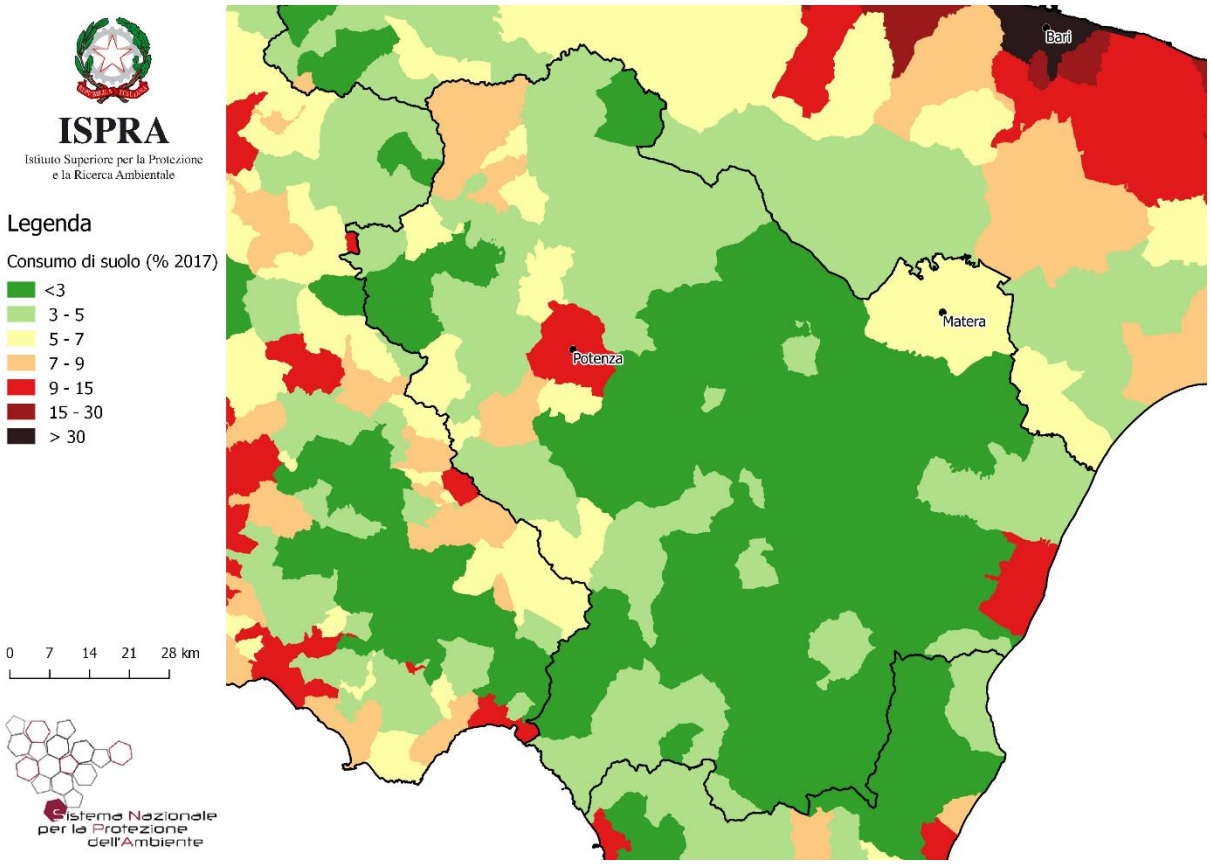


Figura 195 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

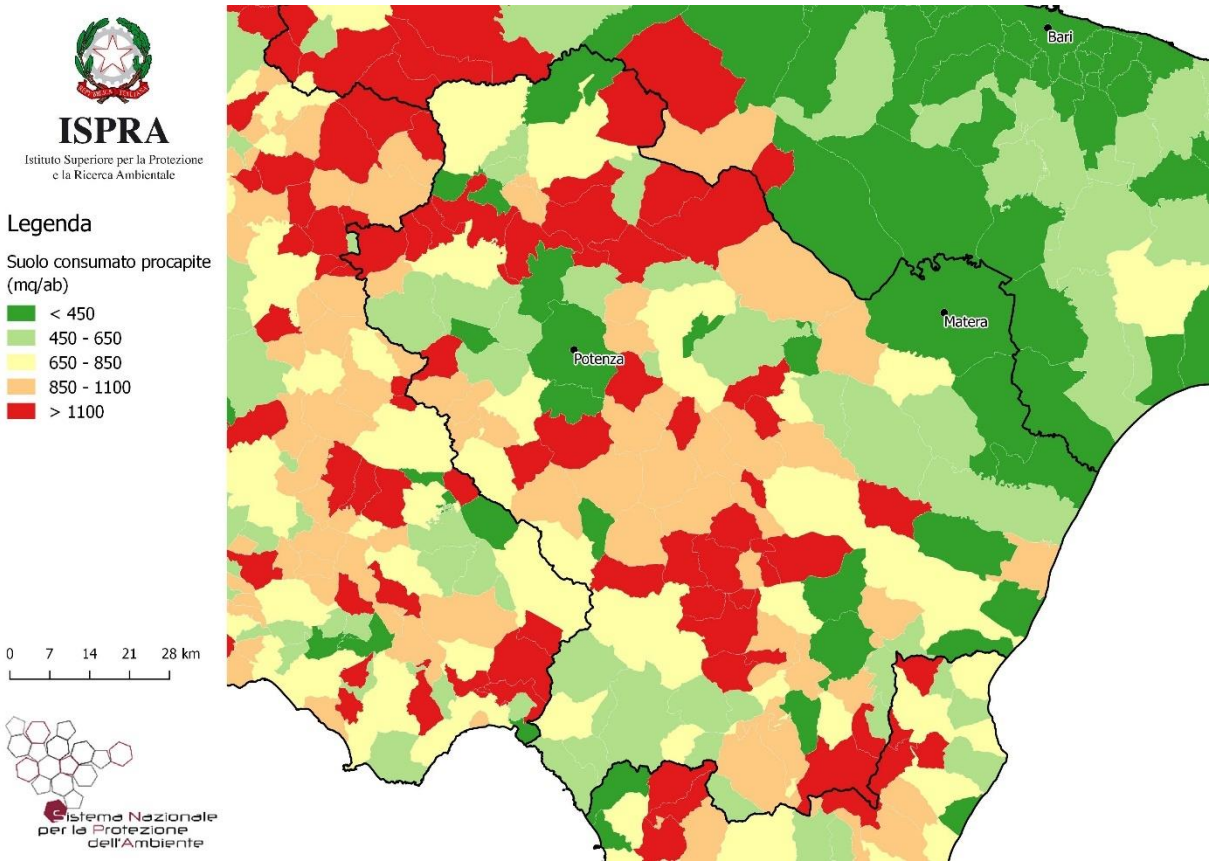


Figura 196 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

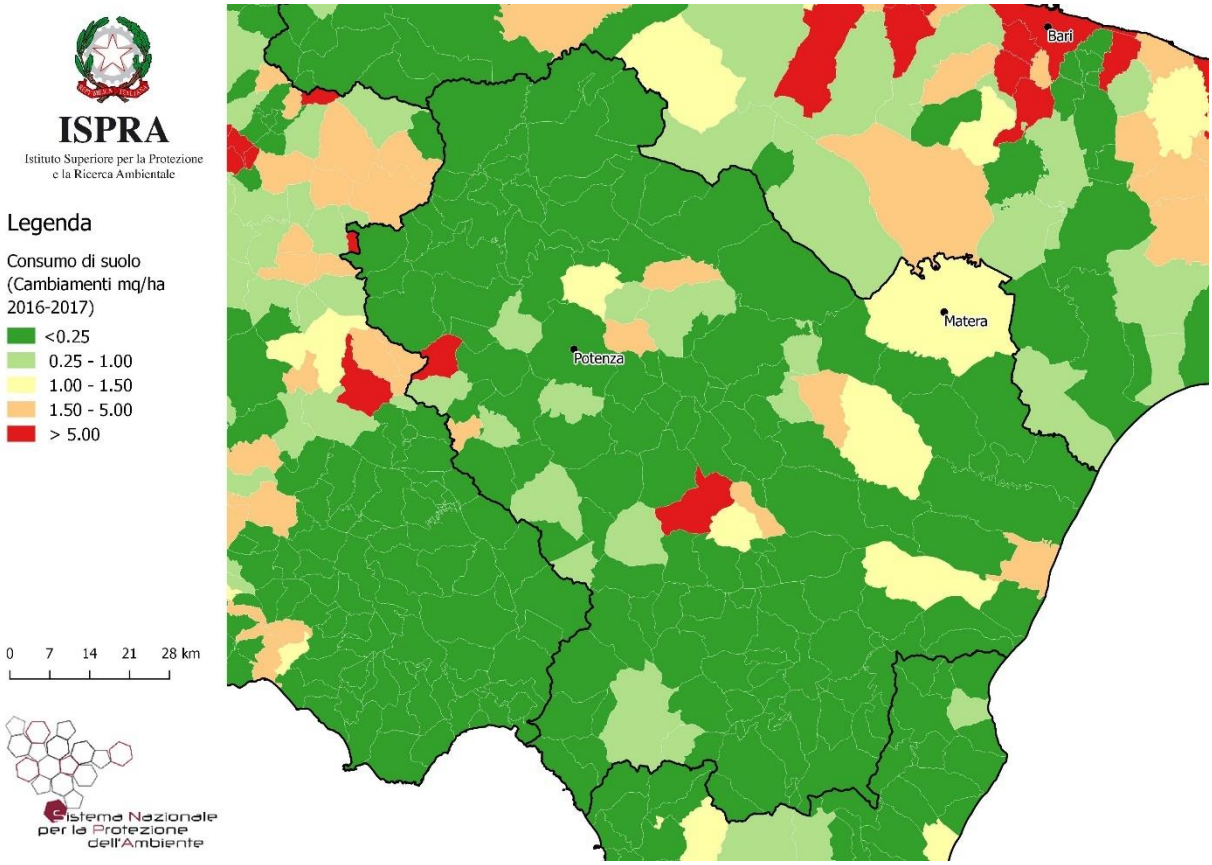


Figura 197 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

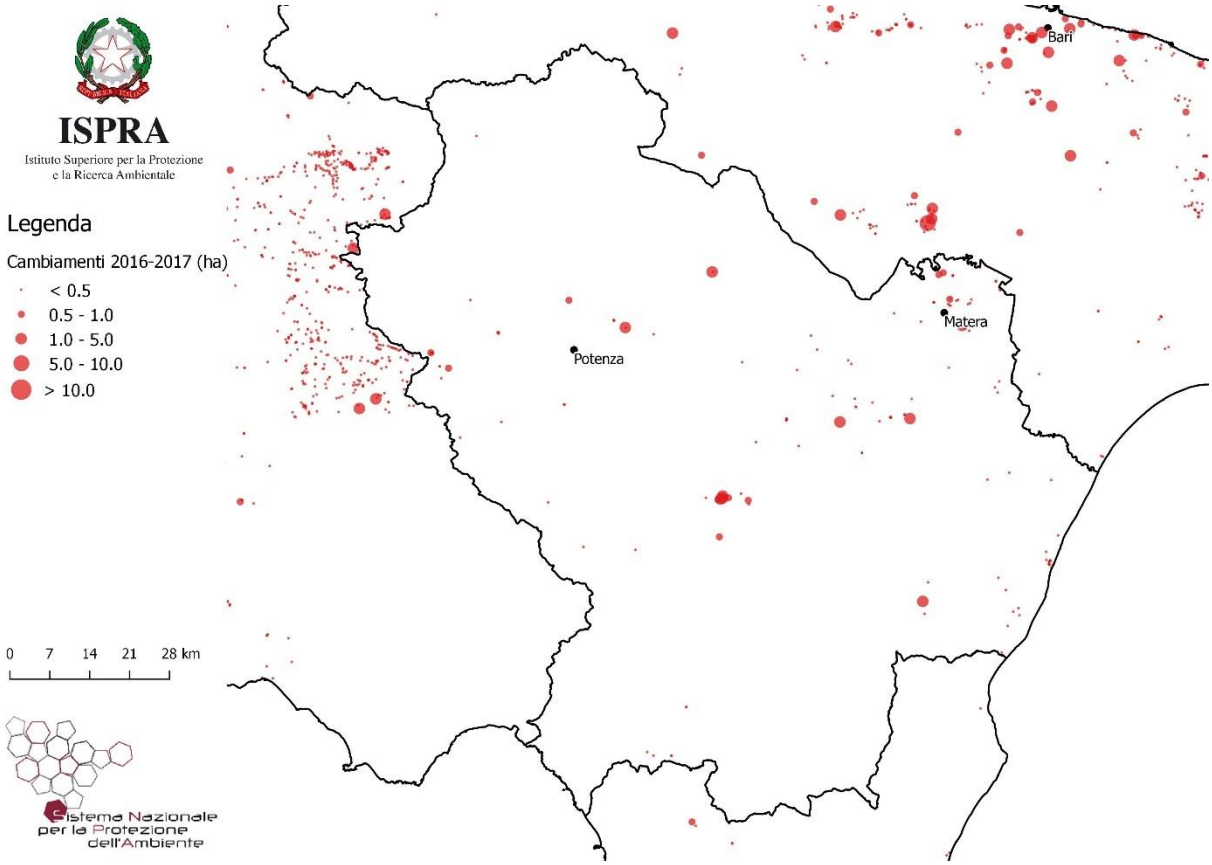


Figura 198 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

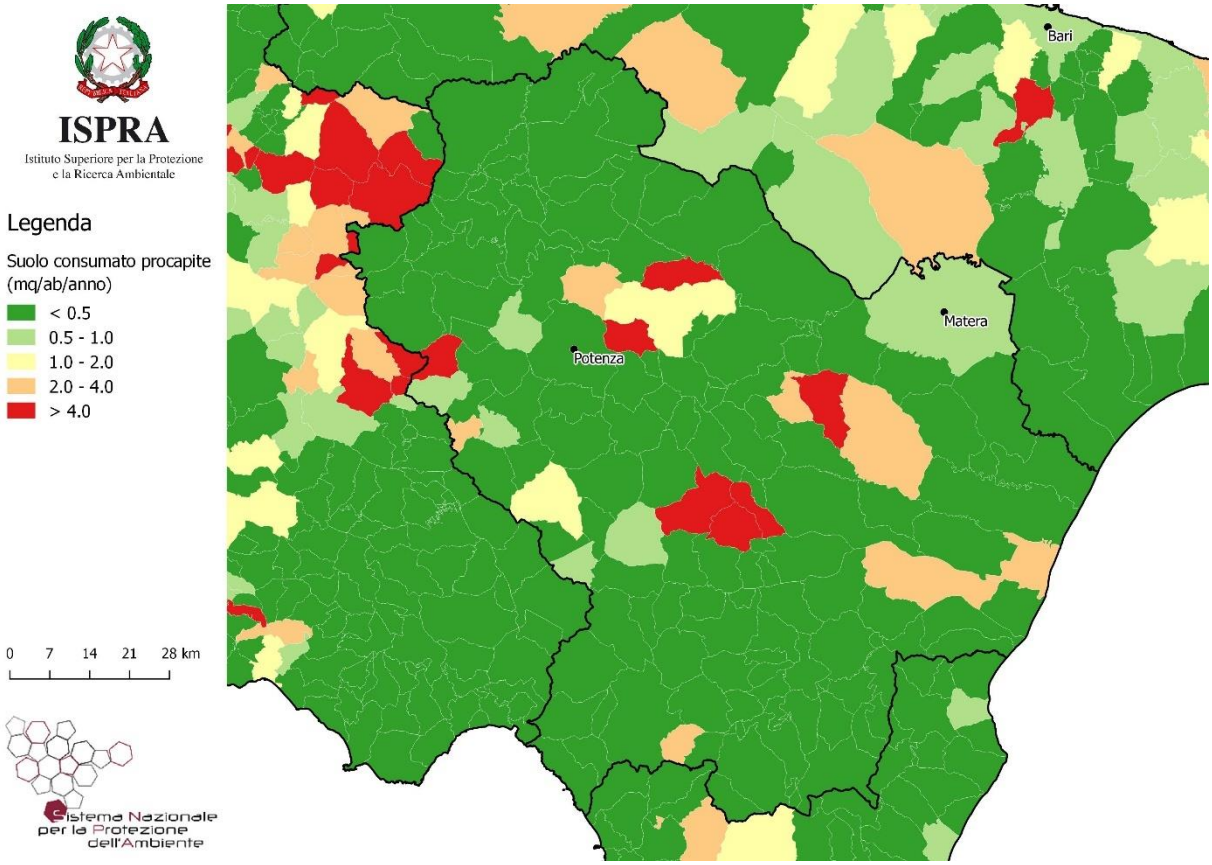
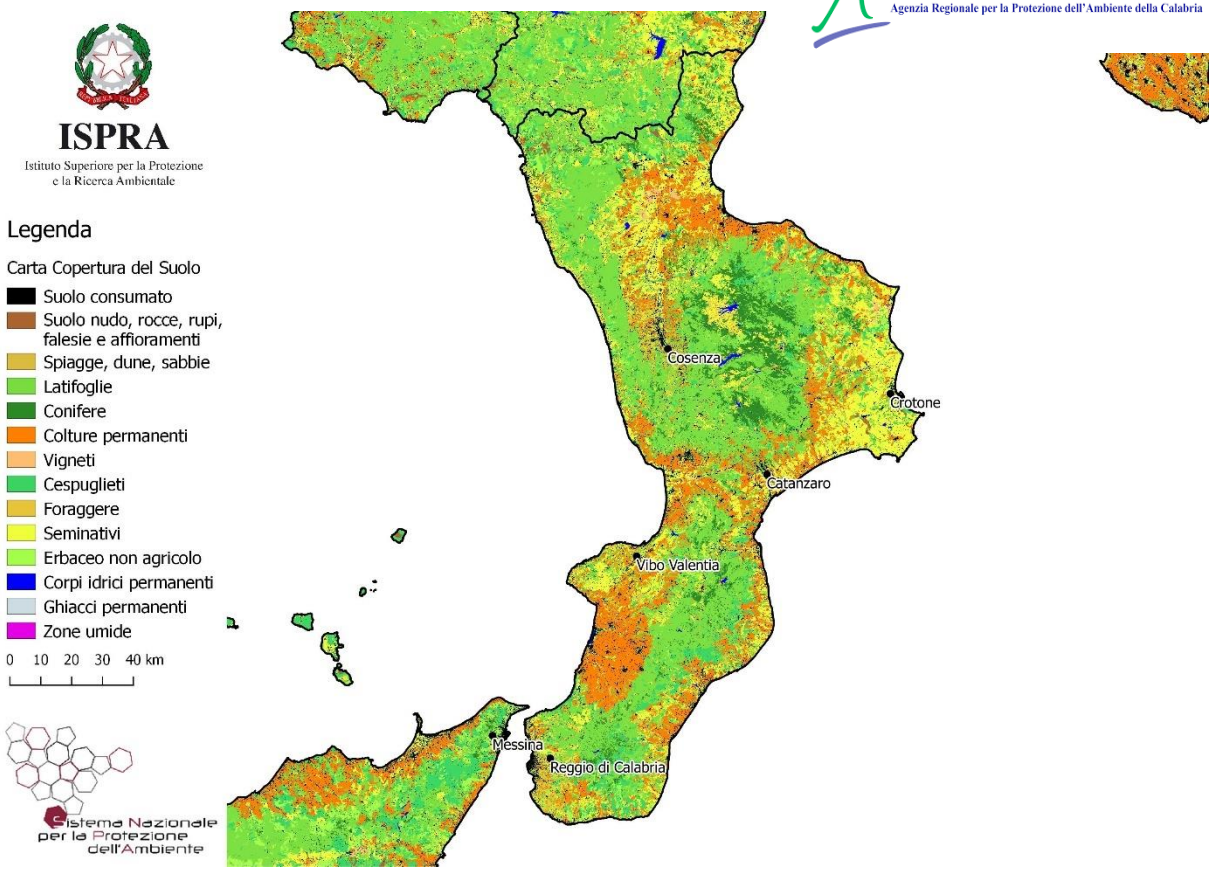
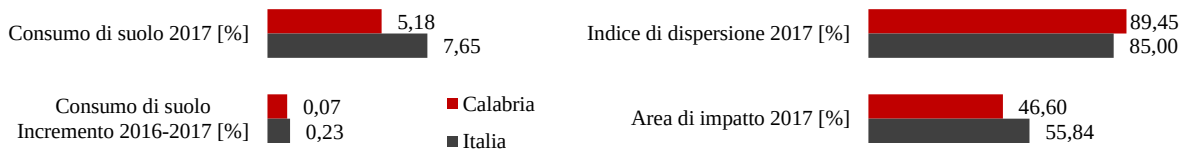


Figura 199 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.19 Regione Calabria

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Calabria e ISPRA





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Catanzaro	6,7	6,7	161	443	0,06	10	0,3
Cosenza	4,4	4,5	296	415	0,05	15	0,2
Crotone	3,8	3,8	64	367	0,09	6	0,3
Reggio di Calabria	6,0	6,0	192	347	0,08	16	0,3
Vibo Valentia	6,0	6,0	68	424	0,11	7	0,4
Regione	5,2	5,2	781	400	0,07	53	0,3

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Tropea	34,6	**1.Reggio di Calabria**	34	**1.Candidoni**	2.856
2.Soverato	28,4	**2.Lamezia Terme**	25	**2.Castroregio**	1.992
3.Villa San Giovanni	28,2	**3.Catanzaro**	21	**3.Pazzano**	1.893

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Candidoni	2,5	**1.Crotone**	4	**1.Candidoni**	70
2.Campana	2,2	**2.Acri**	3	**2.Campana**	20
3.Sinopoli	1,4	**3.Campana**	3	**3.San Sostene**	5

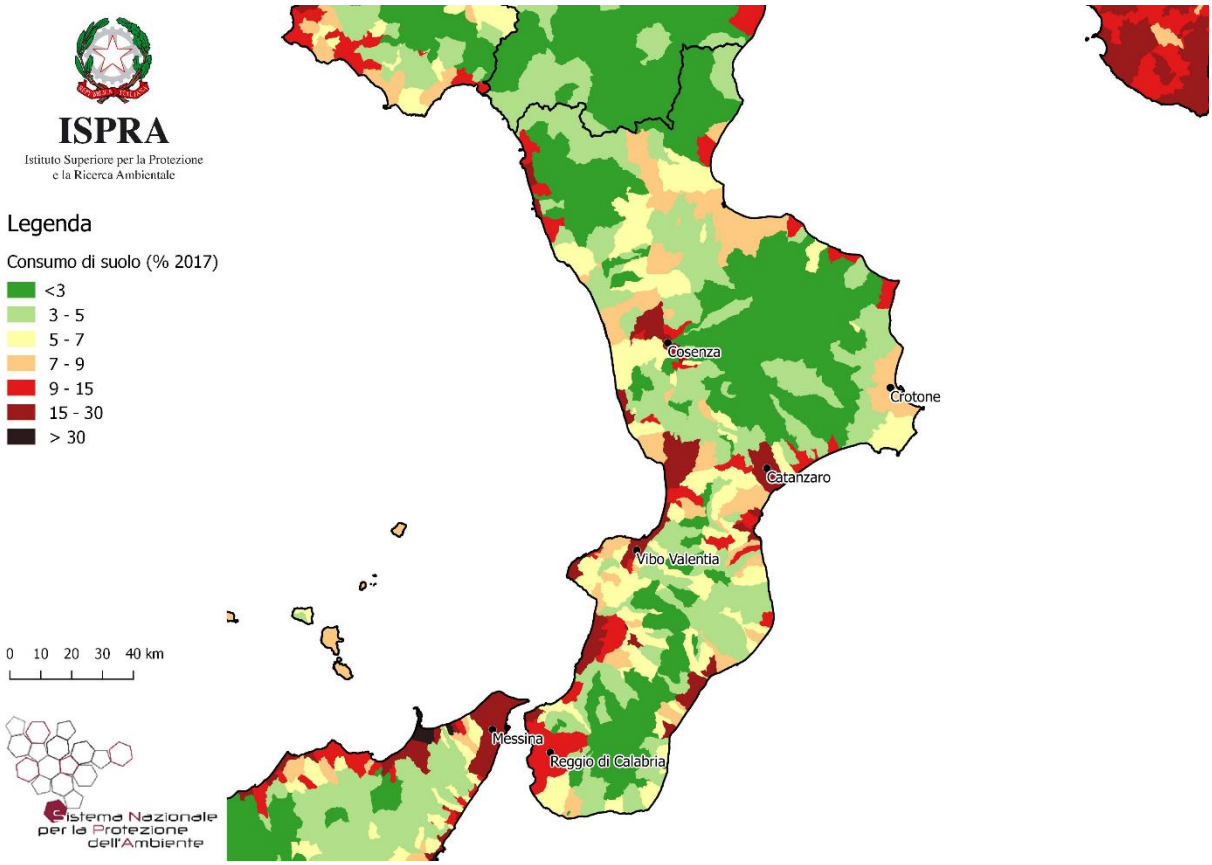


Figura 200 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

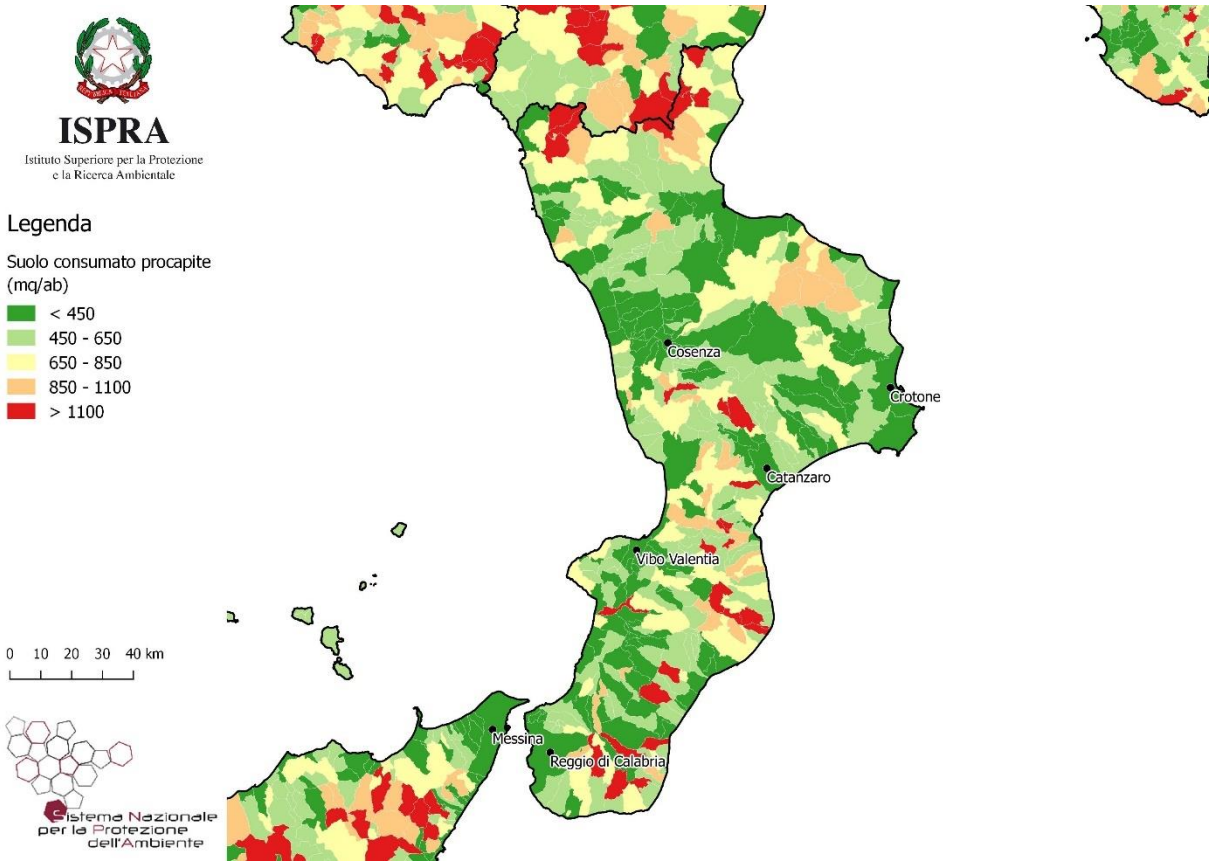


Figura 201 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

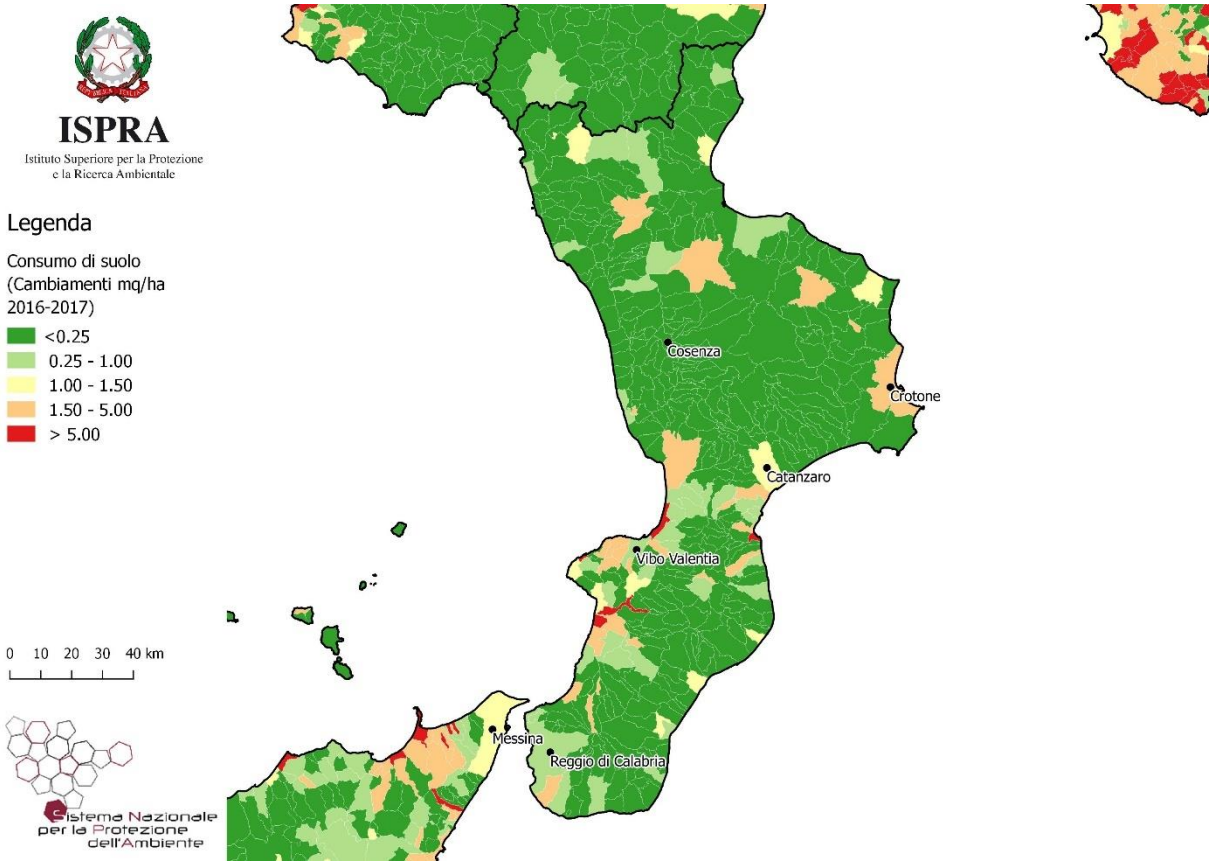


Figura 202 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

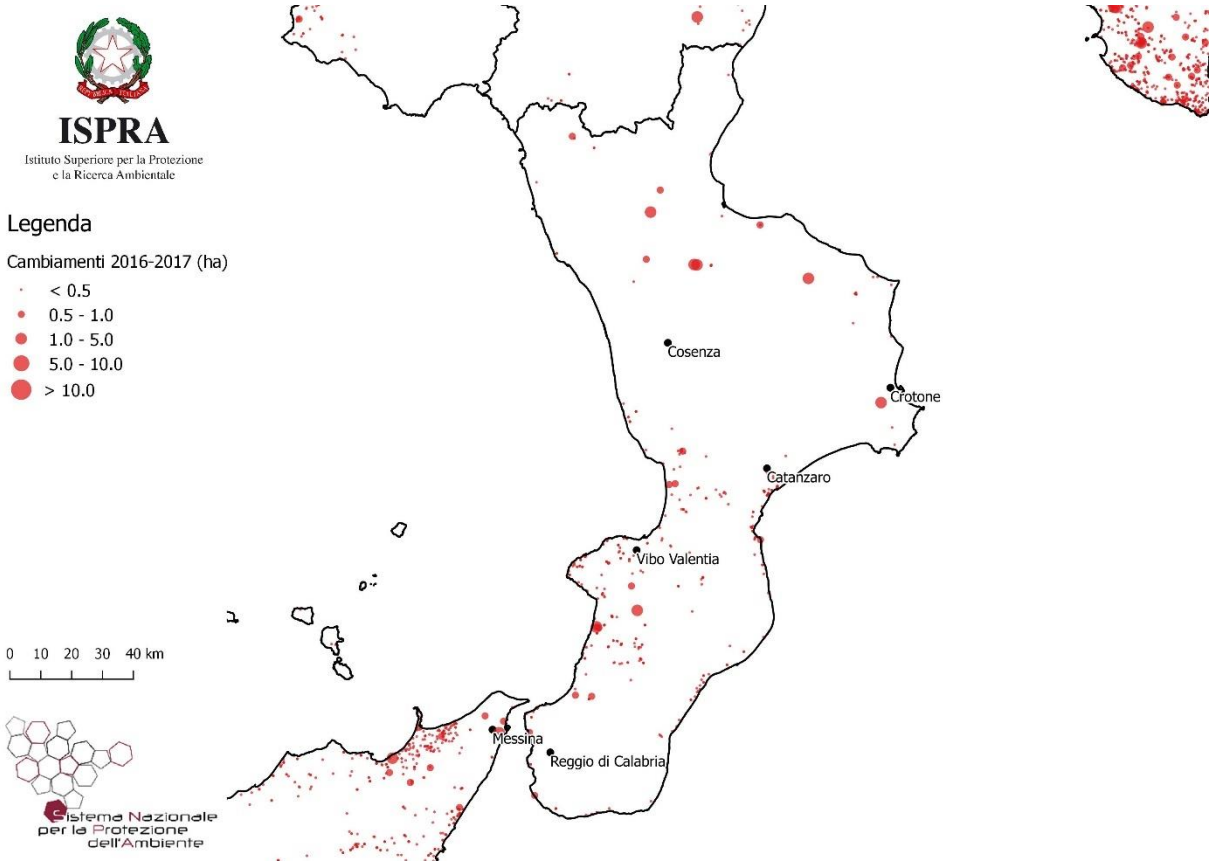


Figura 203 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

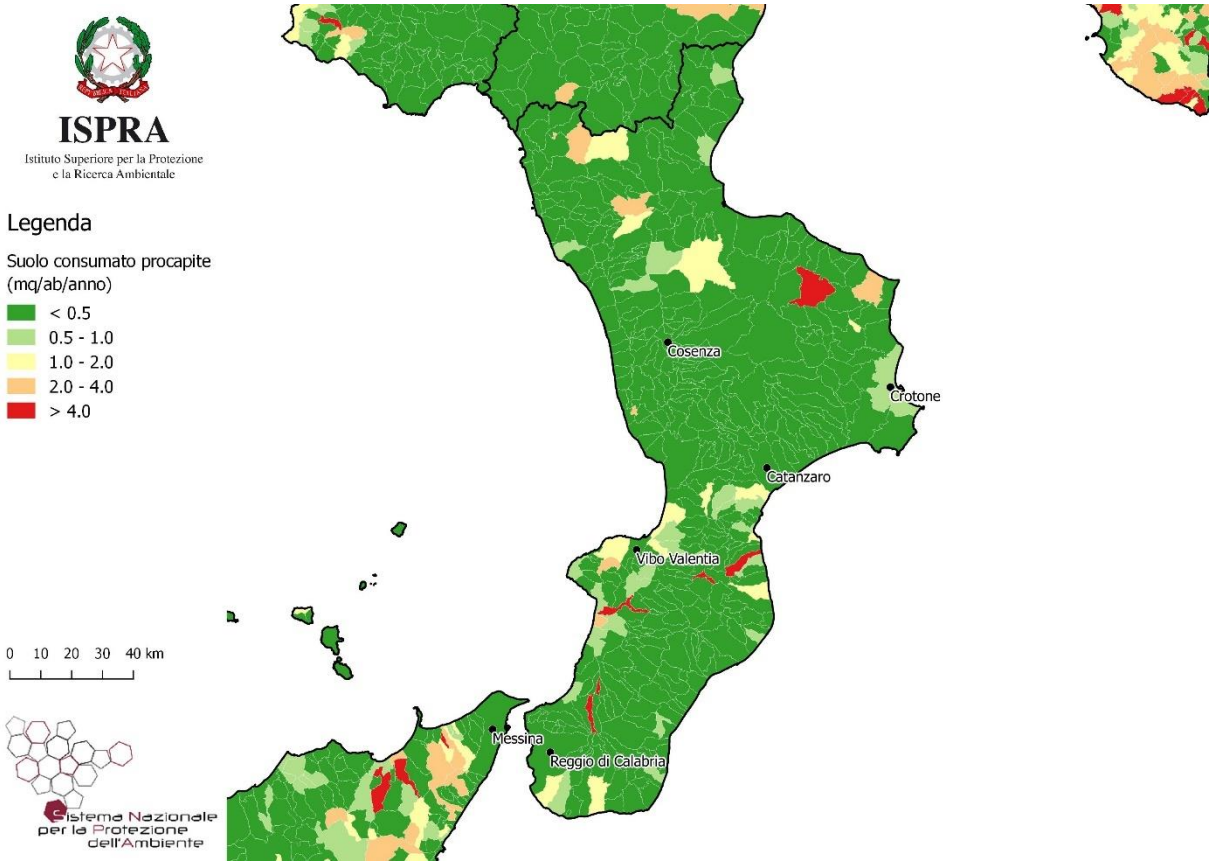
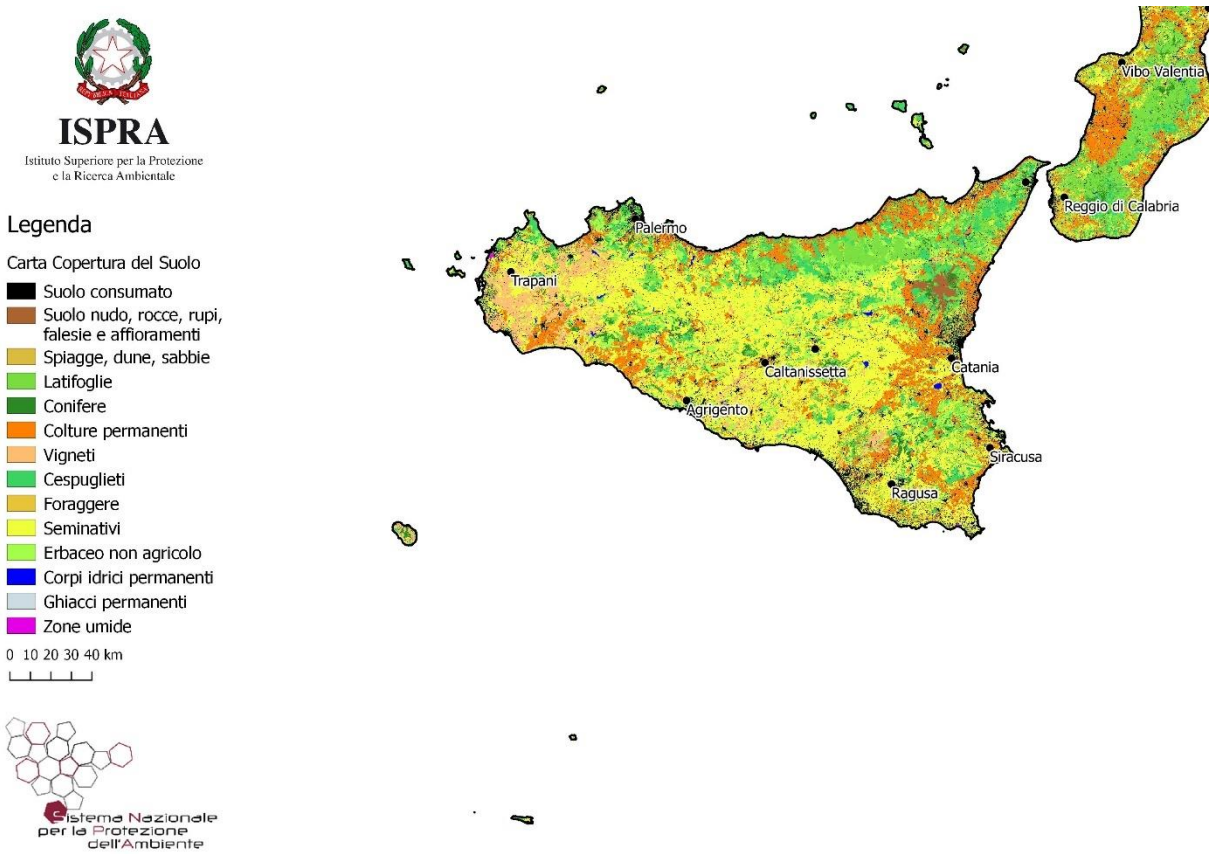
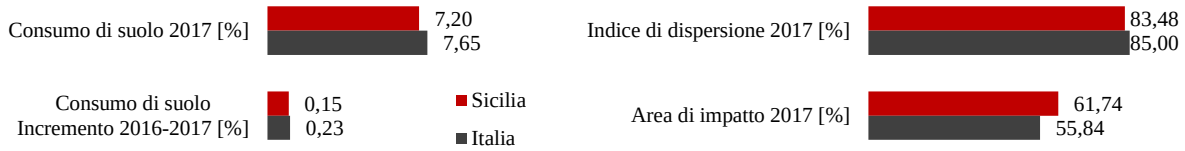


Figura 204 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.20 Regione Sicilia

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Sicilia e ISPRA





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Agrigento	6,4	6,4	194	438	0,16	31	0,7
Caltanissetta	5,5	5,5	117	435	0,05	5	0,2
Catania	8,3	8,4	297	266	0,11	34	0,3
Enna	3,5	3,5	89	529	0,06	6	0,3
Messina	6,5	6,6	212	334	0,11	24	0,4
Palermo	5,9	5,9	293	231	0,14	41	0,3
Ragusa	15,4	15,4	249	773	0,33	81	2,5
Siracusa	9,7	9,8	204	507	0,20	41	1,0
Trapani	8,0	8,0	197	454	0,10	20	0,5
Regione	7,2	7,2	1.852	366	0,15	283	0,6

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km^2 e in m^2 procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1. Isola delle Femmine	53,8	1. Palermo	63	1.Sclafani Bagni	4.683
2.Gravina di Catania	48,6	2. Vittoria	53	2.Butera	2.359
3. Villabate	47,8	3. Catania	51	3.Roccella Valdemone	2.050

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m^2 procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1. Condrò	2,1	1.Modica	16	1.Condrò	15
2. Siculiana	2,0	2. Acate	15	2.Acate	14
3. Nissoria	1,2	3. Vittoria	14	3.Chiaramonte Gulfi	13

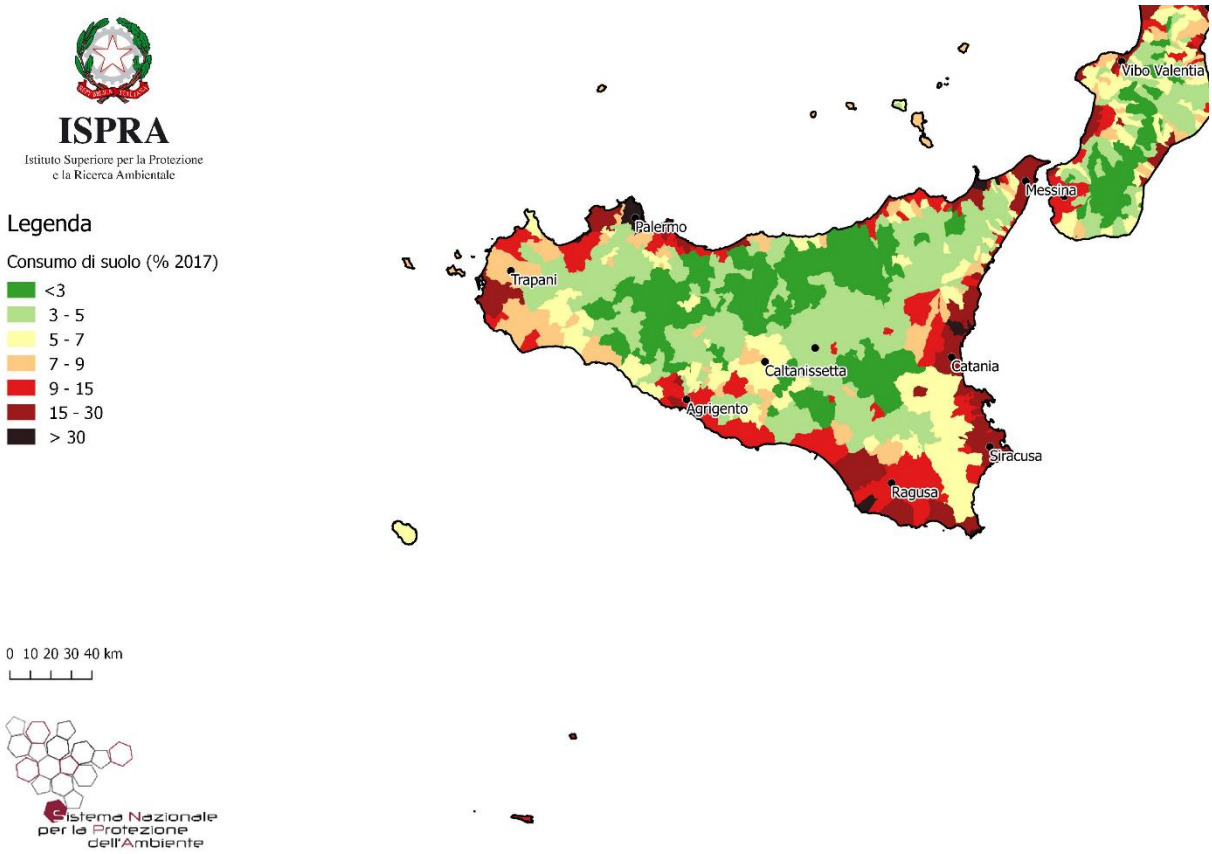


Figura 205 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

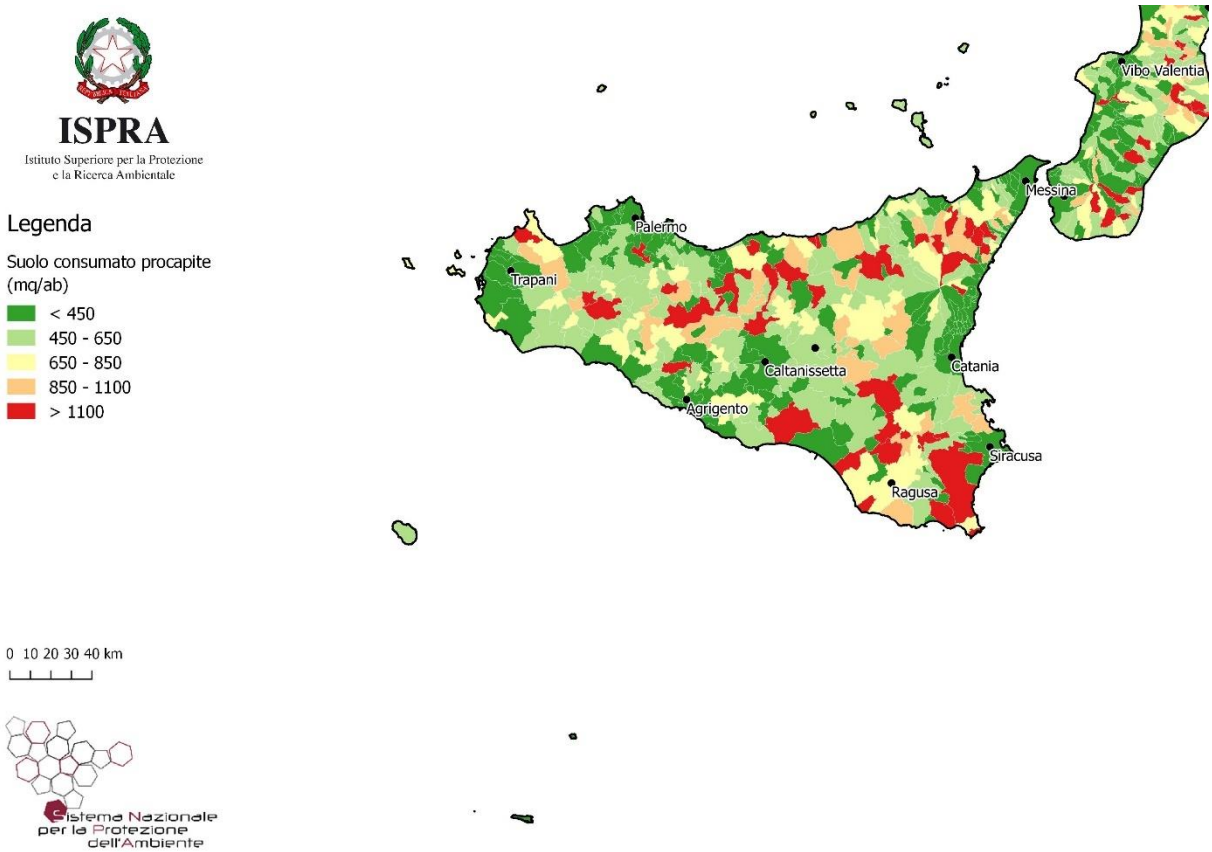


Figura 206 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

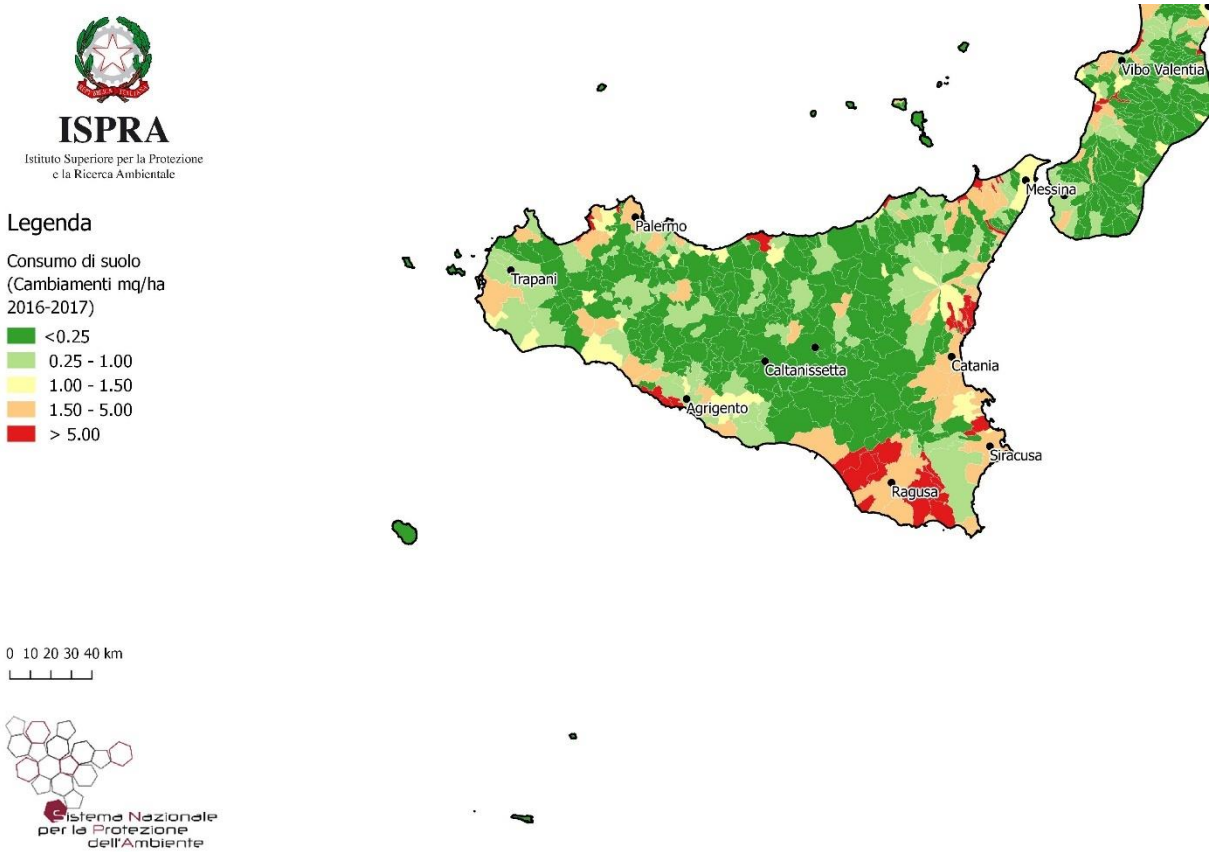


Figura 207 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

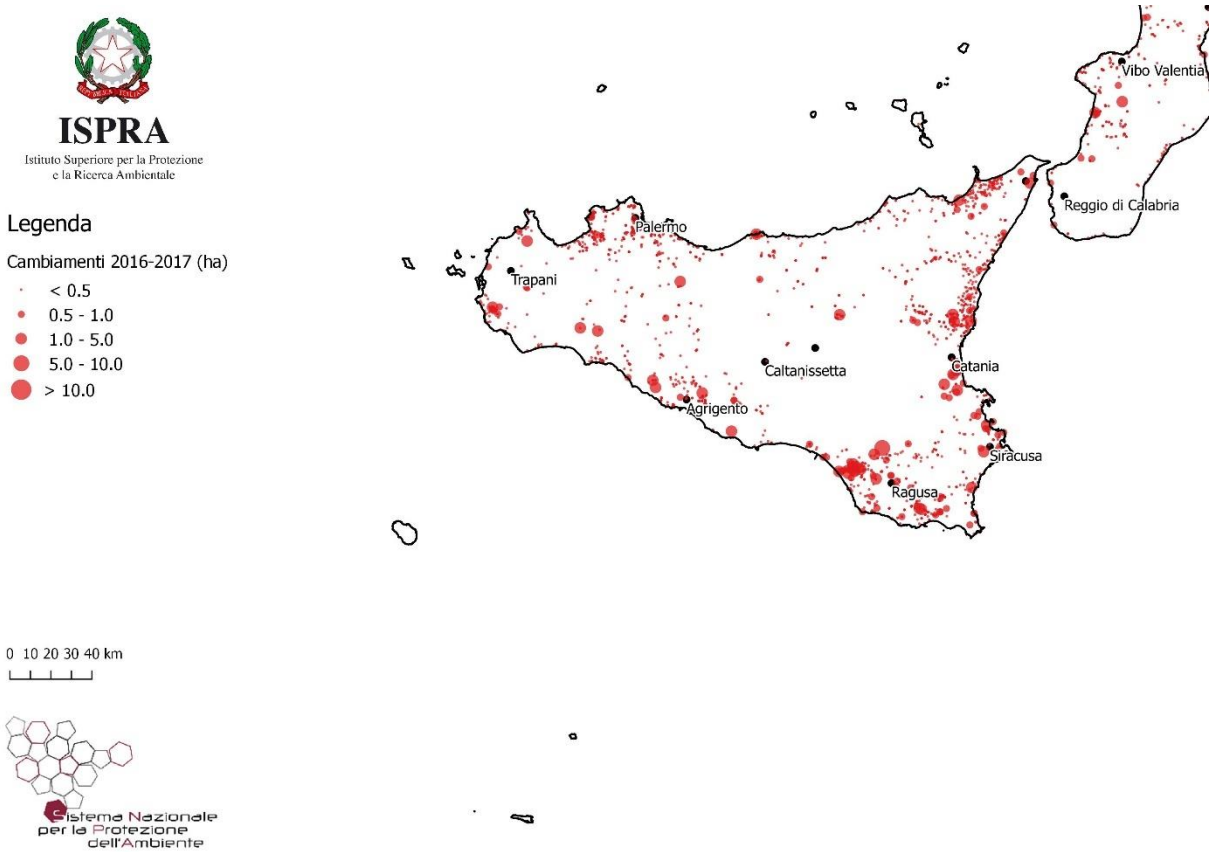


Figura 208 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

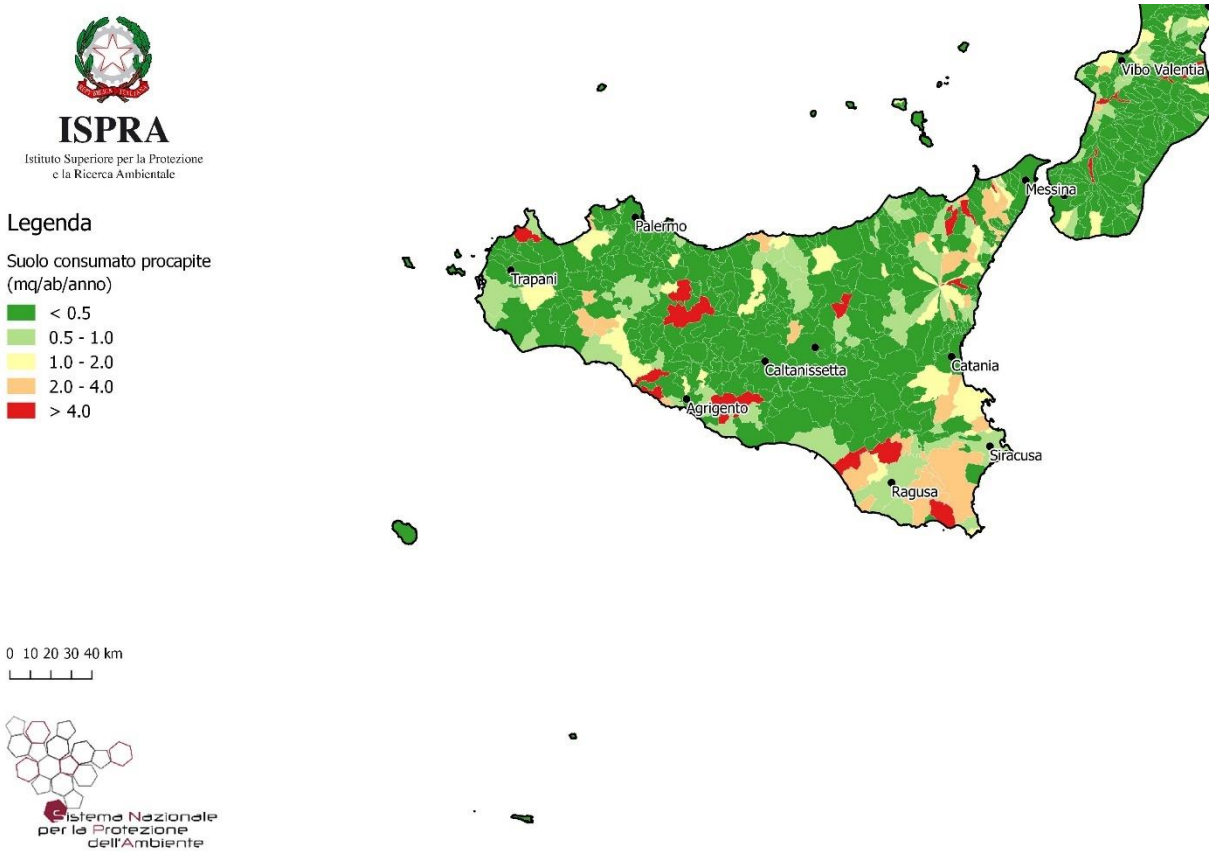


Figura 209 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

7.21 Regione Sardegna

Aggiornamento della cartografia 2017 a cura di ARPA Sardegna

REGIONE AUTÒNOMA DE SARDIGNA
REGIONE AUTONOMA DELLA SARDEGNA
ARPAS

ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

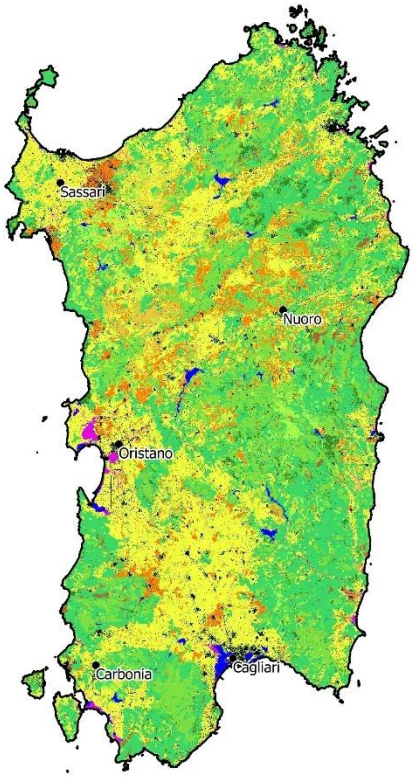
Legenda

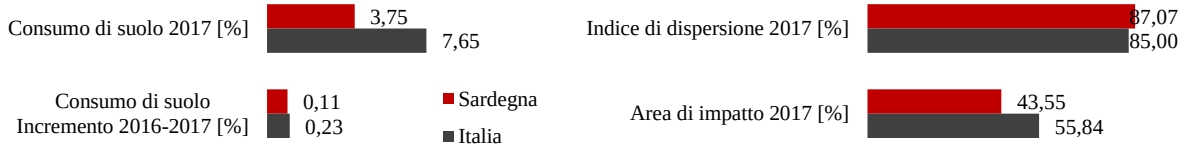
Carta Copertura del Suolo

- Suolo consumato
- Suolo nudo, rocce, rupi, falesie e affioramenti
- Spiagge, dune, sabbie
- Latifoglie
- Conifere
- Colture permanenti
- Vigneti
- Cespuglieti
- Foraggere
- Seminativi
- Erbaceo non agricolo
- Corpi idrici permanenti
- Ghiacci permanenti
- Zone umide

0 10 20 30 40 km

Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente





Provincia	Consumo di suolo (%) 2017	Consumo di suolo (% esclusi i corpi idrici) 2017	Consumo di suolo (km^2) 2017	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
Cagliari	8,3	8,7	104	240	0,10	11	0,2
Nuoro	2,9	2,9	163	769	0,06	11	0,5
Oristano	4,4	4,5	131	821	0,07	9	0,6
Sassari	3,9	3,9	301	610	0,19	57	1,7
Sud Sardegna	3,2	3,2	206	579	0,06	12	0,3
Regione	3,8	3,8	905	548	0,11	100	0,6

Comuni con maggiore consumo di suolo nel 2017 (in percentuale, in km² e in m² procapite)

Comune	Consumo di suolo (% rispetto alla superficie territoriale) 2017	Comune	Consumo di suolo (km^2) 2017	Comune	Consumo di suolo procapite (m^2/ab) 2017
1.Monserrato	41,5	**1.Sassari**	42	**1.Semestene**	4.432
2.Elmas	30,4	**2.Olbia**	30	**2.Aglientu**	3.410
3.Cagliari	24,4	**3.Cagliari**	21	**3.Monteleone Rocca Doria**	3.375

Comuni con maggiore incremento del consumo di suolo tra il 2016 e il 2017 (in percentuale, in ettari e in m² procapite l'anno)

Comune	Consumo di suolo (incremento in %) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo (incremento in ettari) 2016-2017	Comune	Consumo di suolo procapite (incremento in m^2/ab/anno) 2016-2017
1.Elini	6,8	**1.Sassari**	26	**1.Elini**	63
2.Magomadas	3,6	**2.Olbia**	12	**2.Magomadas**	41
3.Tresnuraghes	2,4	**3.Capoterra**	6	**3.Tresnuraghes**	26

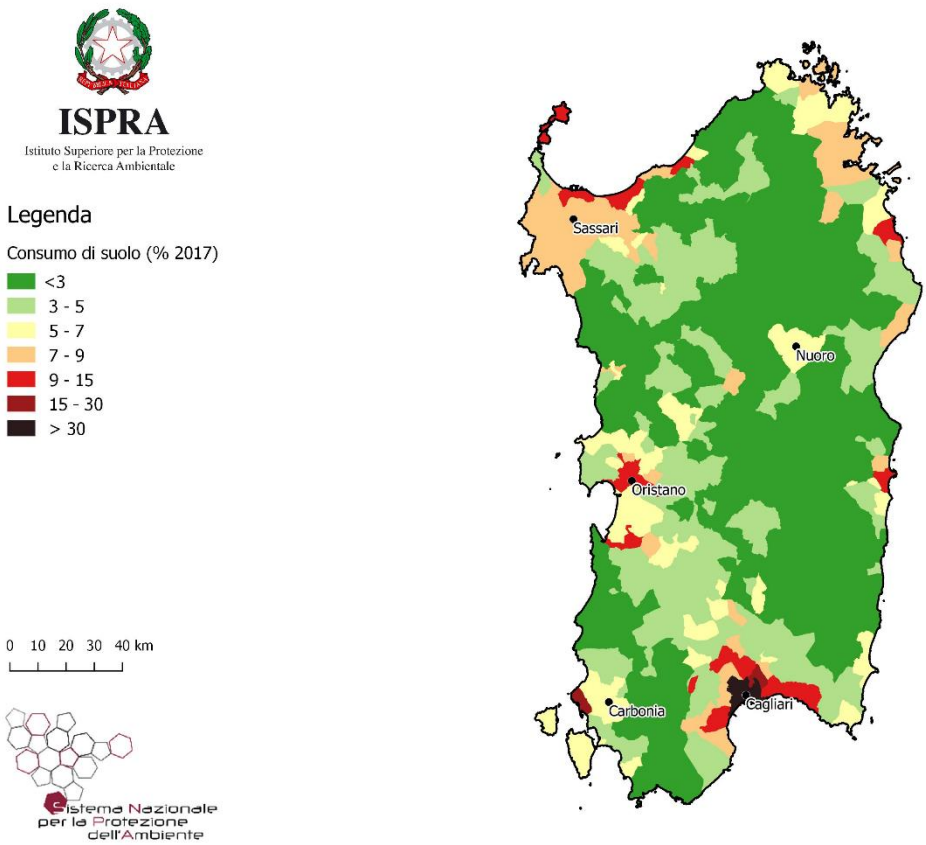


Figura 210 - Consumo di suolo a livello comunale (% esclusi i corpi idrici - 2017)

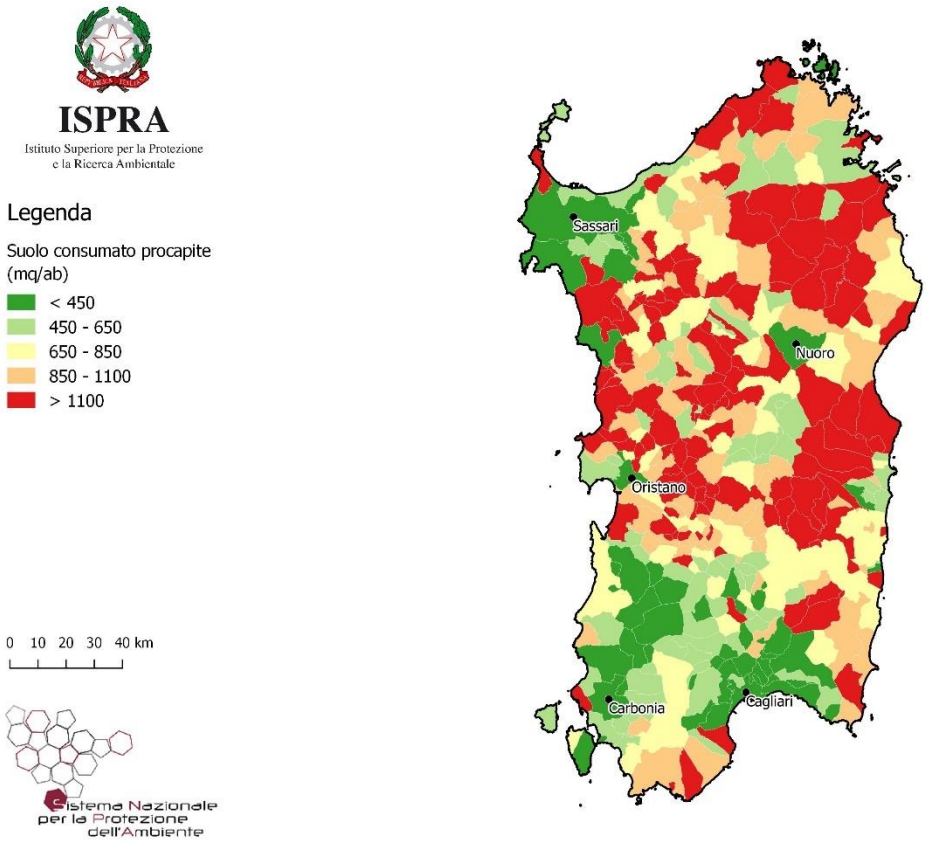


Figura 211 - Consumo di suolo procapite a livello comunale (m^2/ab 2017)

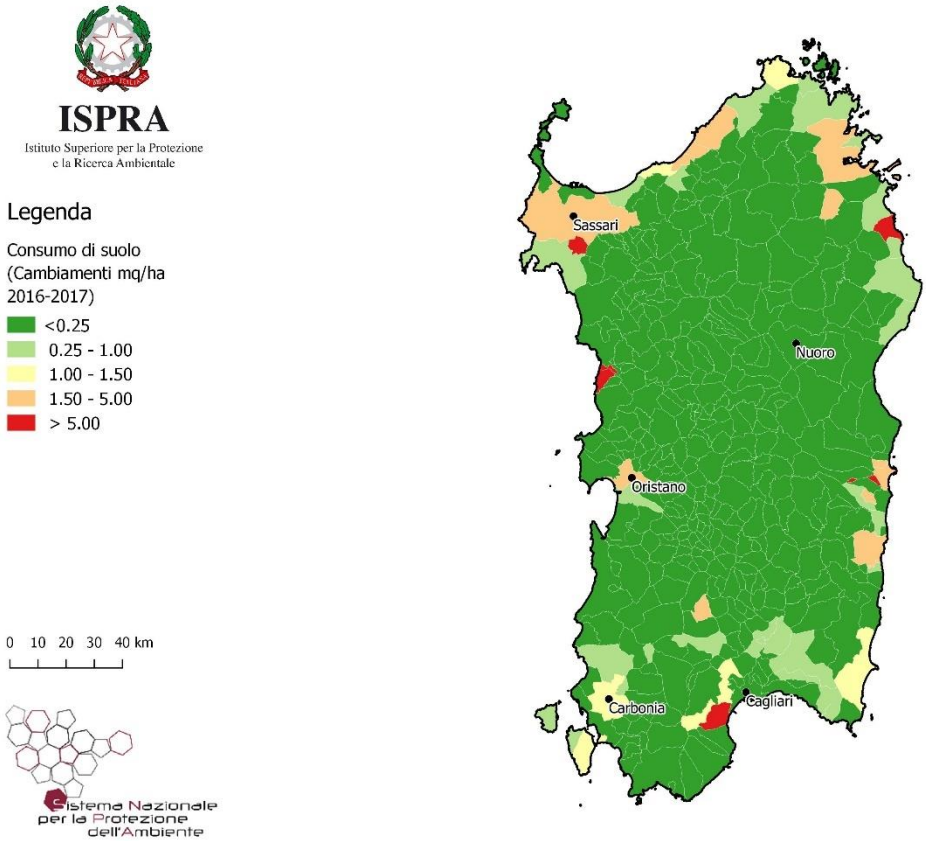


Figura 212 - Consumo di suolo (densità dei cambiamenti) a livello comunale (m^2/ettaro 2016-2017)

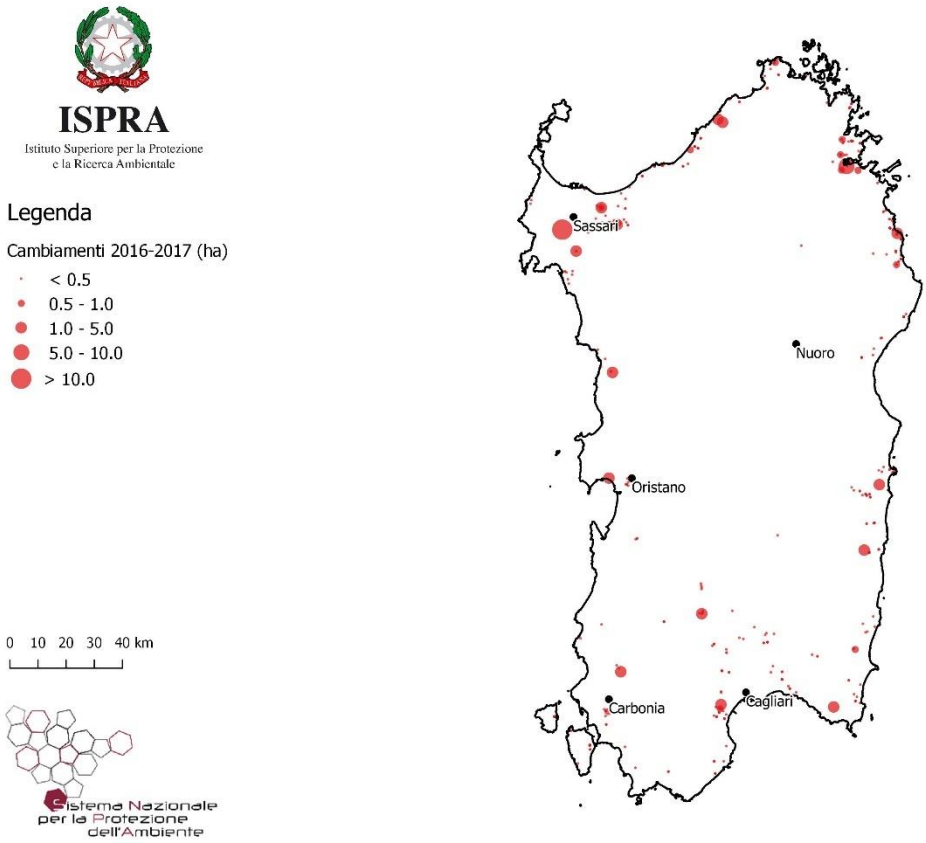


Figura 213 - Localizzazione dei principali cambiamenti avvenuti tra il 2016 e il 2017

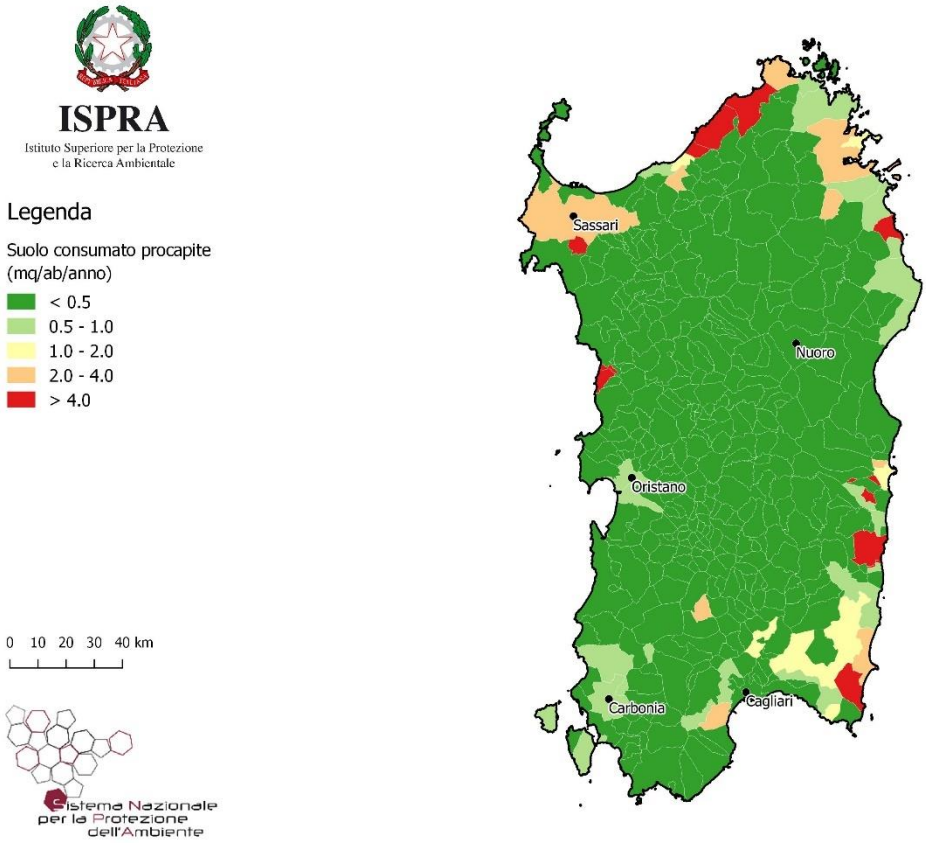


Figura 214 - Consumo di suolo procapite annuo a livello comunale (m^2/ab anno 2016-2017)

PARTE III – CONTRIBUTI E APPROFONDIMENTI

In questa parte del Rapporto sono riportati alcuni contributi di autori esterni al Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente che non hanno partecipato direttamente alla produzione e all'elaborazione dei dati, ma che ne forniscono chiavi di lettura da diversi punti di vista, non sempre convergenti. Un'analisi indipendente delle dinamiche territoriali e delle relazioni tra queste e i fattori determinanti (fisici-ambientali-territoriali o economici-politici-sociali) che riteniamo essere utile per fornire alcune possibili interpretazioni dell'ampia mole di informazioni disponili. L'obiettivo è anche quello di mantenere aperto un dialogo con il mondo scientifico, accademico e istituzionale, fondamentale per assicurare un continuo miglioramento delle attività di monitoraggio del consumo di suolo e di valutazione delle dinamiche di trasformazione del nostro territorio.

MONITORAGGIO DEL TERRITORIO E DINAMICHE DEL CONSUMO DI SUOLO

8. Il consumo di suolo tra stato di fatto e stato di diritto in Regione Lombardia

Filippo Carlo Pavesi (Università degli Studi di Brescia), Maurizio Federici (Regione Lombardia), Michele Pezzagno (Università degli Studi di Brescia)

Inquadramento normativo

Come è noto in Italia non è stata ancora emanata una legge nazionale per regolare il consumo di suolo, ma alcune regioni sensibili al tema hanno approvato proprie leggi regionali, tra cui figura la Regione Lombardia. Sebbene il campo di applicazione di una normativa regionale risulti territorialmente limitato, il caso della Regione Lombardia risulta particolarmente significativo in quanto non solo è la regione italiana che presenta le più alte percentuali di suolo impermeabilizzato (ISPRA, 2016)[39], ma è anche una delle regioni europee maggiormente rilevanti per consistenza del tessuto economico e produttivo dell'Unione Europea (Confindustria Lombardia, 2015).

La Regione Lombardia con la L.R. 31/14 già dalla fine del 2014 ha introdotto disposizioni per la riduzione del consumo di suolo e per la riqualificazione del suolo degradato. La norma produce effetti sul territorio prevedendo, dall'entrata in vigore della legge, l'immediato blocco delle nuove espansioni, tranne alcune limitate eccezioni, con la sola possibilità di realizzare quanto previsto negli strumenti urbanistici comunali vigenti[40]. La stessa prevede l'adeguamento degli strumenti di pianificazione urbanistica, dal livello regionale a quello comunale, per determinare le nuove modalità di trasformazione del territorio, e di eventuale riduzione delle previsioni determinate in base alla potenziale domanda nel medio e lungo termine confrontata con l'offerta attualmente esistente. L'obiettivo posto per il governo del territorio lombardo è quindi quello di ridurre il consumo di suolo libero, ponendo una particolare attenzione alle superfici agricole.

Sebbene vi sia ampia condivisione nell'obiettivo di ridurre il consumo di suolo, ogni soggetto che ha svolto il tema tende a fornire una definizione e dunque una modalità di calcolo propria. Questo aspetto non è trascurabile in quanto nel momento in cui si definisce questo fenomeno, implicitamente si vanno a classificare le trasformazioni territoriali in diverse fattispecie, alcune delle quali vengono considerate consumo di suolo, altre no. A titolo esemplificativo, il DdL nazionale sul Contenimento del consumo del suolo e riuso del suolo edificato, arenato al Senato durante la XVII legislatura, pur condividendo moltissimi assunti con la normativa lombarda, presenta una differenza fondamentale, in quanto non fa riferimento alla "trasformazione urbanistica" delle superfici che contempla lo stato di fatto e di diritto dei suoli, bensì "all'impermeabilizzazione" o meglio alla occupazione del suolo dei manufatti. Sono due approcci diametralmente diversi perché il primo agisce sulle previsioni cercando di limitarne il loro sviluppo futuro, mentre il secondo legge solo lo stato di fatto nel momento della sua lettura/interpretazione.

[39] La Lombardia è al primo posto con il 12,96% di suolo impermeabilizzato, davanti al Veneto (12,21%) e alla Campania (10,76%). Dati ISPRA 2016, elaborazioni del consumo di suolo (v. 1.2).

[40] Tutti i PGT dei comuni lombardi sono stati approvati e ritenuti sostenibili ambientalmente.

Dalla norma agli strumenti di pianificazione urbanistica

Il progetto di integrazione del PTR lombardo ai sensi della L.R. 31/14 (Regione Lombardia, 2017a)[41], costituisce il primo *step* nel processo di adeguamento degli strumenti di pianificazione urbanistica. A questo livello vengono individuati, attraverso un processo di co-pianificazione con Province e Comuni, criteri, indirizzi e linee tecniche per precisare le modalità di determinazione e quantificazione degli indici che misurano il consumo di suolo. Tra questi ultimi figura la soglia di riduzione del consumo di suolo, il cui valore è certamente l'elemento di sostanza, calcolata come valore percentuale di riduzione delle superfici urbanizzabili interessate da Ambiti di Trasformazione su suolo libero, previsti dal PGT vigente al 2 dicembre 2014, data di entrata in vigore della L.R. 31/14. Tale soglia, da intendersi come tendenziale, oscilla tra il 20 e il 30% per le destinazioni prevalentemente residenziali, mentre è fissata al 20% per quelle extra-residenziali.

Sebbene la competenza costituzionale in materia di governo del territorio sia comunale, la Regione ha ritenuto che il consumo di suolo non dovesse essere analizzato e gestito al livello del singolo comune, in una realtà amministrativamente frammentata qual è quella lombarda (1.516 comuni). Di conseguenza la proposta di integrazione del PTR, per declinare le politiche di riduzione del consumo di suolo alla scala sovralocale, si è spinta a disaggregare il territorio regionale in 33 Ambiti Territoriali Omogenei (ATO, di cui 7 interprovinciali, vedasi Figura 215), modificabili dalle province in fase di adeguamento del PTCP.

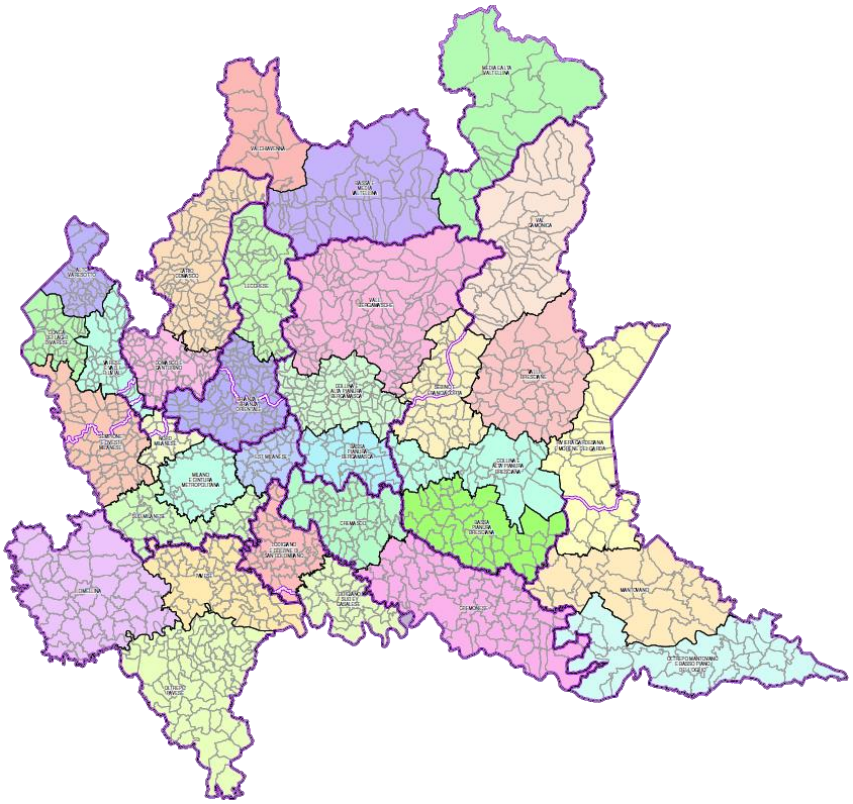


Figura 215 - La Regione Lombardia suddivisa nei 33 Ambiti Territoriali Omogenei (ATO) che costituiscono il primo riferimento per declinare le politiche di riduzione del consumo di suolo. Estratto dalla Tavola 01 del Proposta di Integrazione del PTR ai sensi della L.R. 31/14.

A valle del processo si prevede che i Comuni adeguino il PGT alla prima variante utile, recependo le soglie di riduzione del consumo di suolo e integrando il piano con un nuovo elaborato, la Carta del consumo di suolo (CCS), da redigere secondo i criteri univoci stabiliti a livello regionale.

La CCS è parte integrante del PGT e, data la ricchezza delle informazioni che deve restituire, è costituita da una o più cartografie corredate da una relazione. Essa incarna una delle scelte più importanti del progetto di integrazione del PTR ai sensi della L.R. 31/14, ovvero quella di analizzare il territorio regionale non solo nello stato di fatto, ma anche nello stato di diritto urbanistico. La CCS a tal fine prevede che l'intero territorio comunale venga suddiviso in tre macro voci denominate Superfice

[41] Adottato con D.C.R. n. 1523 del 23 maggio 2017.

Urbanizzata, Superficie Urbanizzabile e Superficie Agricola o Naturale, identificabili attraverso regole condivise[42] e univoche stabilite da appositi Criteri[43].
Nella Superficie Urbanizzata figurano superfici impermeabilizzate come le aree edificate ad uso residenziale, produttivo, commerciale, terziario, a servizi, oppure le superfici interessate da infrastrutture di trasporto. Sono tuttavia contemplate anche superfici permeabili come quelli interessati da piani attuativi approvati e i lotti liberi edificabili, i cui proprietari hanno acquisito un diritto reale sui suoli, oltre ai i parchi di modesta dimensione[44] con perimetro contiguo[45] al TUC. Sono esclusi invece gli insediamenti agricoli.
Nella Superficie Urbanizzabile figurano perlopiù superfici libere, non impermeabilizzate come le aree soggette a trasformazione o a previsione di edificazione, tra cui vi sono: superfici interessate da Ambiti di Trasformazione definiti dal Documento di Piano del PGT[46]; aree soggette a pianificazione attuativa non ancora approvata su suolo libero previste dal Piano delle Regole del PGT[47]; aree edificabili tramite titolo edilizio diretto, nel caso in cui risultino di rilevante dimensione[48]; aree per nuovi servizi comportanti edificazione e/o urbanizzazione[49] previsti dal Piano dei Servizi del PGT[50] con perimetro non contiguo alla superficie urbanizzata, nonché quelle con perimetro contiguo e di rilevante dimensione.
Nella Superficie Agricola o Naturale sono ricomprese in via residuale le porzioni di territorio che non rientrano nelle altre due macro voci. Ad essa sono riconducibili aree non impermeabilizzate come: aree agricole; territori boscati; aree naturali/semi-naturali; aree umide; corpi idrici; parchi di rilevante dimensione. Tuttavia anche alcune fattispecie di suoli impermeabilizzati possono rientrarvi, come ad esempio gli insediamenti agricoli e le attrezzature leggere connesse alla fruizione dei parchi.
La CCS prevede inoltre che vengano restituite le peculiarità agronomiche, pedologiche, naturalistiche e paesaggistiche dei suoli liberi indipendentemente dalle previsioni di trasformazione. L'individuazione della qualità dei suoli liberi, unitamente ai criteri di qualità per l'applicazione della soglia, ha altresì l'importante finalità di aiutare i Comuni nella valutazione della qualità dei suoli su cui insistono gli Ambiti di Trasformazione. Tuttavia per come è stato concepito il concetto di bilancio ecologico nella L.R. 31/14, gli aspetti quantitativi prevalgono su quelli qualitativi. Infatti non si verifica consumo di suolo nel caso in cui lo strumento urbanistico preveda che superfici agricole vengano rese urbanizzabili e contestualmente pari superfici urbanizzate o urbanizzabili vengano ridestinate all'agricoltura, a prescindere dalla qualità dei suoli.

Sperimentazioni della Carta del Consumo di Suolo (CCS)

La sperimentazione della CCS si è resa necessaria, in parallelo alla costruzione dei Criteri, al fine di identificare eventuali criticità nella strutturazione del dato cartografico alla scala comunale. Il dato quantitativo è risultato infatti da costruire ex novo in quanto Regione Lombardia, nonostante abbia a catalogo un considerevole numero di dati cartografici di natura urbanistica[51], non dispone di una banca dati cartografica pronta all'uso per la realizzazione delle tre superfici così come sono definite dai Criteri.
Le banche dati utilizzate da altri autorevoli enti di ricerca sul consumo di suolo non si sono dimostrate utili alla realizzazione della CCS: sia la banca dati SNPA di copertura del suolo utilizzata dall'ISPRA, sia la banca dati DUSAF d'uso del suolo utilizzata dal CRCS, non recano infatti informazioni sullo stato di diritto dei suoli e non sono rilevate alla precisa soglia temporale del 2 dicembre 2014. A tal proposito si riporta in Figura 216 un esempio emblematico relativo alle differenti interpretazioni di suolo consumato per il Comune di Monza, basate su dati provenienti dalla banca dati SNPA/ISPRA, dalla

[42] Concertate preventivamente con Province/Città metropolitana (UPL), Comuni (ANCI), Ordini Professionali e Associazioni di Categoria.
[43] Progetto di integrazione del PTR ai sensi della L.R. 31/14, Criteri per l'attuazione della politica di riduzione del consumo di suolo, cit., pp.39-45.
[44] Inferiore a 2.500/5.000 m^2, rispettivamente in comuni con popolazione inferiore/superiore a 10.000 abitanti.
[45] I lotti si considerano interni alla superficie urbanizzata quando confinano con questa ultima per almeno il 75% del perimetro.
[46] Il Documento di Piano si compone di una parte di analisi e di una parte progettuale, ha validità quinquennale e non ha effetti sul regime giuridico dei suoli. I Criteri chiariscono che la soglia di riduzione del consumo di suolo si applica in riferimento agli Ambiti di Trasformazione su suolo libero del PGT vigente alla data di entrata in vigore della L.R. 31/14.
[47] Il Piano delle Regole disciplina l'intero territorio comunale ad esclusione degli Ambiti di Trasformazione, non ha termini di validità ed ha effetti sul regime giuridico dei suoli.
[48] Superiore a 2.500/5.000 m^2, rispettivamente in comuni con popolazione inferiore/superiore a 10.000 abitanti.
[49] Per esempio la realizzazione di parcheggi, di edifici per lo sport, la cultura, il tempo libero, il culto.
[50] Il Piano dei Servizi è lo strumento per armonizzare gli insediamenti con il sistema dei servizi, non ha termini di validità ed ha effetti sul regime giuridico dei suoli.
[51] La Regione Lombardia prescrive ai Comuni la consegna degli shapefile della Tavola delle Previsioni di Piano del PGT, secondo uno schema fisico prestabilito, pena la non pubblicazione del piano sul BURL.

banca dati DUSAF e dalla CCS realizzata secondo i Criteri di Regione Lombardia. Nello specifico le differenze più significative sono concentrate nella parte nord del Comune, ovvero quelle interessate dalla presenza del parco e dell'autodromo di Monza. Il metodo ISPRA, classificando come consumate le superfici impermeabilizzate, considera come consumata solo una minima parte del vasto ambito interessato dall'impianto sportivo. Come evidenziato nelle Analisi socio-economiche e territoriali del Progetto di Integrazione del PTR (Regione Lombardia, 2017a), il metodo ISPRA ha il vantaggio di registrare il suolo impermeabilizzato negli ambiti extraurbani (come gli insediamenti agricoli che secondo i Criteri regionali non comportano consumo di suolo), ma ha lo svantaggio di non registrare l'effettiva perdita di suolo agricolo causata dai processi urbanizzativi (come i giardini delle abitazioni di un quartiere a bassa densità). Il metodo CRCS invece, classificando come consumate le superfici antropizzate, considera come consumato non solo l'autodromo, ma anche l'interno ambito interessato dalla grande area a parco. Secondo la metodologia regionale invece l'area dell'autodromo è da considerarsi come consumata, al contrario del parco che, in virtù della sua rilevante dimensione, non è classificabile come suolo consumato.

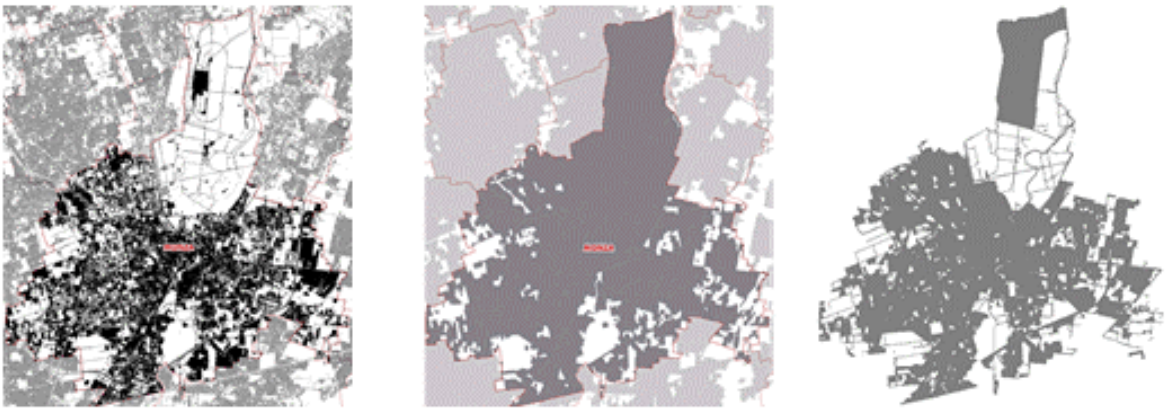


Figura 216 - Raffronto tra tre differenti modalità di calcolo del consumo di suolo per il Comune di Monza. A sinistra è stata adottata la metodologia di ISPRA (banca dati SNPA), al centro la metodologia del CRCS (banca dati DUSAF), infine a destra la metodologia di Regione Lombardia secondo i Criteri del Progetto di integrazione del PTR ai sensi della l.r. 31/14.

Si evidenzia che la L.R. 31/14 è l'unica norma di riferimento per la misura del consumo di suolo lombardo. La questione tuttavia è destinata a rimanere aperta nel caso in cui a livello nazionale dovesse proseguire il dibattito per l'approvazione di una norma basata su presupposti differenti, in un panorama nazionale dove la programmazione urbanistica è delegata da decenni dallo Stato alle Regioni.
La CCS è stata sperimentata[52] anche per l'ambito di area vasta del Piano Territoriale Regionale d'Area (PTRA) della Franciacorta[53] (Regione Lombardia, 2017b), al fine di definire lo stato di attuazione della pianificazione comunale al 2 dicembre 2014. Il PTRA è il riferimento strategico per l'intero territorio e si è dimostrato utile per affrontare il tema del consumo di suolo anche alla scala sovralocale (ATO del PTR).
Per la costruzione del dato quantitativo, come sintetizzato in Figura 217, la sperimentazione a livello metodologico non ha potuto contare su una banca dati precostituita, ma ha previsto una prima fase di reperimento dei dati da diverse fonti informative di provenienza comunale e regionale a cui è seguita una prima fase di verifica dei dati. I dati di provenienza comunale talvolta sono risultati assenti o non accurati[54], in isolati casi compromessi a tal punto da dover interrompere la sperimentazione. La seconda fase ha previsto l'elaborazione preliminare di dati riferiti alle superfici urbanizzata e urbanizzabile dei

[52] Accordo di collaborazione per l'attività di ricerca e supporto tecnico-scientifico sugli strumenti e i profili di governance per il PTRA Franciacorta tra Università degli Studi di Brescia e PoliS-Lombardia.
[53] Ambito costituito da 22 comuni con circa 200.000 abitanti.
[54] Si è rilevato che il grado di certezza dell'informazione di partenza varia a seconda del grado di accuratezza con cui sono stati realizzati gli shapefile. Riguardo la banca dati denominata "Tavola delle Previsioni di Piano" le imprecisioni rilevate sono imputabili a non univoche interpretazioni dello schema fisico del dato da parte del compilatore. La compilazione di questa banca dati in formato shapefile, è resa obbligatoria da parte di Regione Lombardia, pena l'impossibilità di pubblicazione del Piano su Bollettino Regionale (BURL). La banca dati è soggetta a una procedura di verifica dell'integrità spaziale e tabellare del dato, che tuttavia non entra nel merito dei contenuti. Questo aspetto risulta critico in quanto si è rilevato durante la sperimentazione che quanto presente negli shapefile non sempre corrisponde a quanto presente delle tavole di Piano.

Comuni, seguendo i Criteri regionali definiti dal PTR. La successiva verifica dei dati preliminari con il tecnico comunale[55] in affiancamento, ha indirizzato la revisione del dato preliminare fino alla sua validazione finale. La terza fase ha previsto la definizione finale degli shapefile alla soglia "zero" del 2 dicembre 2014, utili alla realizzazione degli elaborati previsti dalla CCS.

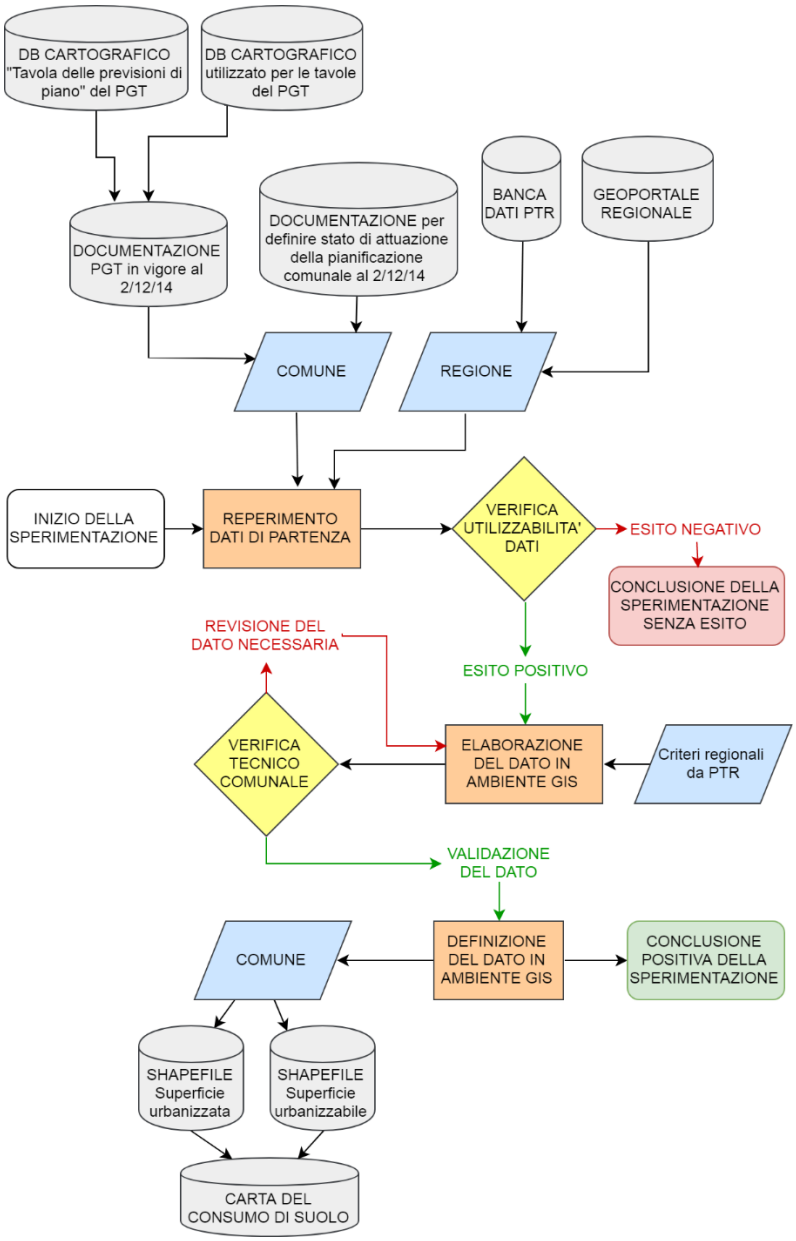


Figura 217 - Diagramma di flusso relativo al percorso metodologico adottato per la sperimentazione della Carta del Consumo di Suolo redatta secondo i Criteri univoci definiti dalla Regione Lombardia. Elaborazione a cura di Filippo Carlo Pavesi.

Per la costruzione del dato qualitativo relativo alle peculiarità agronomiche, pedologiche, naturalistiche e paesaggistiche dei suoli, si è rilevato che i Comuni, in particolare quelli piccoli, poco frequentemente hanno impegnato risorse finalizzate alla realizzazione di studi di dettaglio. In questi casi si è reso necessario ricorrere alla modalità semplificata già prevista dai Criteri, utilizzando e adattando dati realizzati alla scala regionale o provinciale. Oltre alla realizzazione di elaborati cartografici relativi ai suoli liberi dell'intero comune, si è sperimentata con successo anche la predisposizione di una cartografia a matrice, utile ad incrociare gli Ambiti di Trasformazione su suolo libero e gli elementi di qualità disaggregati (Figura 218).

[55] Il coinvolgimento dei tecnici comunali è risultato indispensabile sia per il reperimento delle banche dati comunali, sia per chiarire situazioni equivoche nella costruzione del dato, nonché per la validazione finale del lavoro svolto.

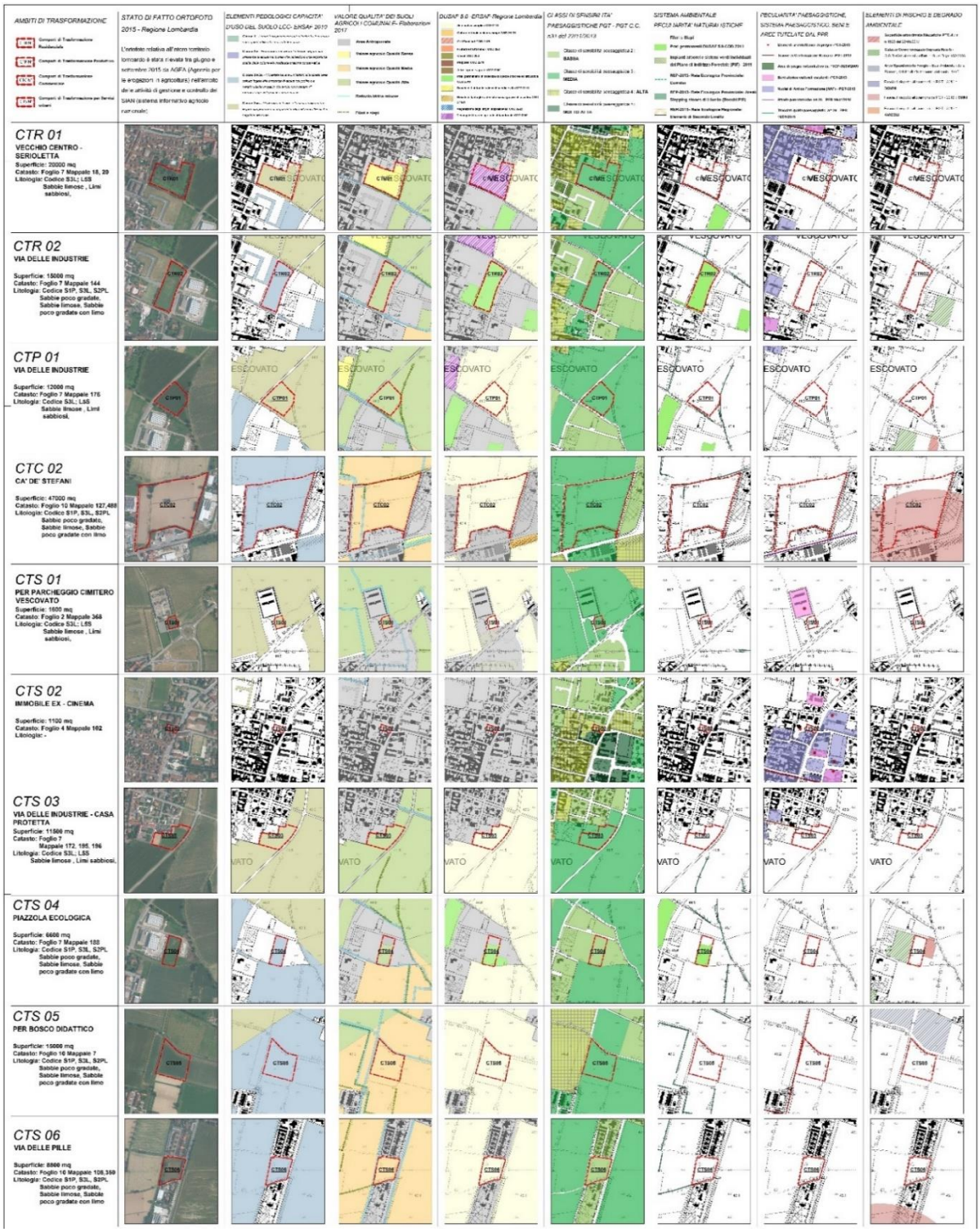


Figura 218 – Matrice degli elementi della qualità dei suoli e degli Ambiti di Trasformazione su suolo libero nel Comune di Vescovato (Cr). Elaborazione a cura di Francesco Staurenghi, Filippo Carlo Pavesi, Michele Pezzagno.

L'esempio riportato è tratto dal lavoro di sperimentazione della CCS avviato con il Comune di Vescovato (Cr)[56], piccolo comune della campagna cremonese, fortemente agricolo e sensibile alla tematica del consumo di suolo. L'adozione di questa modalità di restituzione dell'informazione, che ha valenza di analisi urbanistica primaria, si è dimostrata efficace in quanto di facile lettura, un utile

[56] Accordo di collaborazione tra l'Università degli Studi di Brescia e il comune di Vescovato per la verifica e sperimentazione dei criteri per l'attuazione delle politiche di riduzione del consumo di suolo.

strumento a supporto delle future decisioni che il Comune dovrà prendere nell'applicazione della soglia di riduzione del consumo di suolo, nonché per un'eventuale verifica, anche di carattere qualitativo, del bilancio ecologico.
In conclusione la sperimentazione ha messo in evidenza l'effettiva possibilità di realizzare la CCS in accordo con i Criteri regionali, seguendo un percorso per fasi adattabile ai diversi casi. Non avendo a disposizione una banca dati precostituita e pronta all'uso, le criticità maggiori sono emerse durante le fasi di reperimento dei dati di partenza e di elaborazione preliminare del dato in ambiente GIS. A una maggiore accuratezza del dato comunale di partenza è coincisa una maggiore fluidità nel processo di costruzione del dato finale, che si caratterizza per il fatto che non può prescindere né dallo stato di diritto dei suoli, né da una soglia "zero" stabilita, a cui tutte le amministrazioni locali saranno chiamate a riferirsi.

Bianchi D., Zanchini E. (a cura di) (2011), Ambiente Italia 2011. Il consumo di suolo in Italia, Rapporto annuale di Legambiente, Edizioni Ambiente, Milano.
Centro Di Ricerca Sui Consumi Di Suolo (2010), Rapporto 2010 del Centro di Ricerca sui Consumi di Suolo, INU edizioni, Roma.
Confindustria Lombardia (2015), Piano strategico #Lombardia2030.
Di Simine D., Ronchi S. (a cura di) (2012), Terra! Conservare le superfici, tutelare la risorsa: il suolo, un bene comune, Maggioli editore, Santarcangelo di Romagna 2012.
FLA (2012), Etica e ambiente. Nuove energie, nuova economia: etica, tecnologia, sostenibilità, atti del convegno, Milano 11 maggio 2011.
European Commission (2012), Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing, Brussels 2012.
Fondo Ambiente Italiano, World Wildlife Foundation (2012), Terra rubata. Viaggio nell'Italia che scompare. Le analisi e le proposte di FAI e WWF sul consumo del suolo, www.wwf.it.
ISPRA (2016), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016, Rapporto 248/2016.
ISPRA (2017), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici – Edizione 2017, Rapporto 266/2017.
IREALP (2009), Ettaro Zero. Fare paesaggio, costruire natura, prendersi cura del suolo, atti del convegno, Milano 7-8 maggio 2009.
Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali (2012), Costruire futuro: difendere l'agricoltura dalla cementificazione.
Osservatorio Nazionale Sui Consumi Di Suolo (2009), Primo rapporto dell'Osservatorio Nazionale sui Consumi di Suolo, Santarcangelo di Romagna, Maggioli.
Regione Lombardia (2011), L'uso del suolo in Lombardia negli ultimi 50 anni, Milano.
Regione Lombardia (2017a), Progetto di integrazione del Piano Territoriale Regionale ai sensi della L.R. 31/14.
Regione Lombardia (2017b), Piano Territoriale Regionale d'Area Franciacorta.

9. Monocolture agricole e degrado del suolo. Considerazioni a partire dal caso dei territori di produzione del Prosecco

Matteo Basso (Dipartimento di Progettazione e Pianificazione in Ambienti Complessi, Università IUAV di Venezia)

Introduzione

Questo contributo propone una riflessione sugli impatti territoriali generati dall'espansione delle monocolture agricole, nello specifico la viticoltura. Tali considerazioni costituiscono l'esito di uno studio, condotto presso il DPPAC dell'Università IUAV di Venezia tra il 2016 e il 2017, che si è proposto di quantificare e mappare i cambiamenti d'uso del suolo conseguenti all'impianto di nuovi vigneti finalizzati alla produzione di Prosecco, lo spumante italiano attualmente più esportato al mondo. La «prosecchizzazione» del Veneto, intesa come progressivo cambio di destinazione d'uso del suolo da altre colture (seminativi, prati, pascoli e aree boscate) a vigneti di tipo Glera, il vitigno principale del Prosecco, è oggetto di un intenso dibattito pubblico, alimentato da preoccupazioni relative alla riduzione della biodiversità, alla degradazione paesaggistica e ai dissesti idro-geologici, ma anche agli impatti sulla salute pubblica derivanti dall'uso di prodotti chimici di sintesi.
Il "mondo" del Prosecco si compone, a partire dalla riforma delle Denominazioni d'Origine del 2009, di tre zone produttive regolate da altrettanti Consorzi e disciplinari di produzione[57]: due zone "storiche" nella fascia collinare e pre-alpina della Provincia di Treviso (le DOCG di Conegliano Valdobbiadene e di Asolo, in sostituzione delle omonime DOC istituite rispettivamente nel 1969 e nel 1977) e una zona

[57] Riforma introdotta dall'allora Ministro delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, nonché ex Presidente della Provincia di Treviso, Luca Zaia, con l'obiettivo di espandere la superficie coltivabile e tutelare il prodotto da possibili imitazioni sul piano internazionale.

DOC più estesa (ex IGT in Provincia di Treviso) comprendente tutte le Provincie del Veneto, escluse Rovigo e Verona, e del Friuli-Venezia Giulia.
L'analisi qui restituita si concentra sui 32 Comuni in tutto o in parte ricadenti all'interno delle due DOCG, i cui confini, tracciati sulla base di specifiche indagini geomorfologiche e pedoclimatiche negli anni Sessanta e Settanta, non si conformano ai limiti amministrativi comunali.
Al di là del caso specifico relativo al Veneto e al vino Prosecco, il contributo si prefigge di stimolare un dibattito su tali specifici cambiamenti di destinazione d'uso del suolo agricolo. Si propone altresì di approfondire – in prospettiva teorica e di regolamentazione – le caratteristiche di un processo che, pur non implicando l'espansione delle superfici urbanizzate a detrimento di quelle agricole e naturali, è comunque generatore di rilevanti degradazioni della risorsa suolo e di perdita di servizi ecosistemici.

Metodologia

Le evidenze empiriche qui restituite sono l'esito di una rielaborazione e interpretazione geo-statistica di dati istituzionali ottenuti da due fonti principali:
a) *Banca dati della Carta della Copertura del Suolo della Regione Veneto* in formato shapefile realizzata nel 2009 sulla base di ortofoto del 2007 e nel 2015 sulla base di ortofoto del 2012;
b) *Schedario Viticolo Veneto della Regione Veneto e di Avepa* in formato excel e su base catastale relativo all'anno di impianto e alla dimensione – dichiarate dai proprietari terrieri – delle superfici a vigneto coltivate a Glera nei 32 Comuni ricadenti in tutto o in parte nelle DOCG di Conegliano Valdobbiadene e di Asolo a fine 2016[58].

Superficie a vigneto nella DOCG Conegliano Valdobbiadene: stato e dinamiche

Il quadro attuale

In base ai dati della Carta della Copertura del Suolo della Regione Veneto (Regione Veneto, 2015), nell'area delimitata dal confine istituzionale della DOCG Conegliano Valdobbiadene (21.491,89 ha) sono presenti al 2012 6.970,64 ha di vigneti, il 21,85% della Provincia di Treviso considerata nel suo insieme (31.894,95 ha). Nel totale dei 15 Comuni della DOCG, la superficie a vigneto è di 8.883,80 ha, di cui il 21,54% ricadente tuttavia nella più ampia zona DOC istituita nel 2009[59].
L'incidenza della superficie a vigneto sulla superficie agricola è del 64,10% per la DOCG e del 47,84% per il totale dei 15 Comuni; il valore provinciale è invece significativamente più basso (21,62%). Le realtà con un grado di "vignetizzazione" maggiore sono Valdobbiadene, San Pietro di Feletto, Refrontolo, Farra di Soligo e Vidor. Tra i Comuni con un'incidenza minore si rilevano invece San Vendemiano, Cison di Valmarino e Follina.
In base allo Schedario Viticolo Veneto (Regione Veneto e Avepa, 2016), al 1 dicembre 2016 la superficie occupata da vigneti con vitigno di tipo Glera è pari a 6.768,30 ha per l'intera DOCG. Di questa, il 18,33% è localizzato a Valdobbiadene, seguito da Conegliano, Vittorio Veneto, San Pietro di Feletto e Susegana. Valori assoluti più bassi si registrano invece in Comuni come San Vendemiano, Cison di Valmarino e Colle Umberto.

Modificazioni d'uso del suolo nel periodo 2007-2012

Nel periodo 2007-2012, la superficie a vigneto è cresciuta, nella DOCG, del 10,28%, a fronte di un valore provinciale del 5,48% (Regione Veneto, 2009; 2015). Nel loro insieme, i Comuni oggetto di indagine evidenziano invece una variazione leggermente più alta (12,31%), a conferma di una dinamica di progressiva "colonizzazione" dei terreni posti ai margini della DOCG, ma rientranti a partire dal 2009 nell'ambito della DOC del Prosecco. Le realtà che registrano un incremento maggiore di superficie a vigneto – e di incidenza della stessa sulla superficie agricola comunale – sono localizzate nella cosiddetta "Vallata", tra Valdobbiadene e Vittorio Veneto (Tarzo, Follina, Cison di Valmarino, Vittorio Veneto); i Comuni con variazioni minori sono San Vendemiano, Colle Umberto e Valdobbiadene. Quest'ultimo, rappresentando di fatto il "nucleo" storico di produzione del Prosecco, è una realtà oggi sostanzialmente "satura" per ciò che concerne i terreni occupati da vigneti.
Tra il 2007 e il 2012, 702,23 ha di superficie territoriale della DOCG sono stati trasformati in nuovo vigneto (1.063,88 ha nel totale dei 15 Comuni e 3.143,21 ha in Provincia di Treviso). Le realtà con le

[58] Avepa, Agenzia Veneta per i Pagamenti in Agricoltura, è l'ente strumentale della Regione Veneto con funzioni di organismo pagatore regionale degli aiuti, dei premi e dei contributi nel settore agricolo.
[59] Come detto, il confine istituzionale della DOCG non si conforma ai confini amministrativi comunali. Un Comune vi può quindi rientrare anche solo parzialmente; il resto del territorio ricade comunque, a partire dal 2009, nella nuova zona DOC.

modificazioni maggiori sono Susegana, Vittorio Veneto, Conegliano e Farra di Soligo; crescite più contenute si registrano, invece, a San Vendemiano e Colle Umberto (Figura 219).

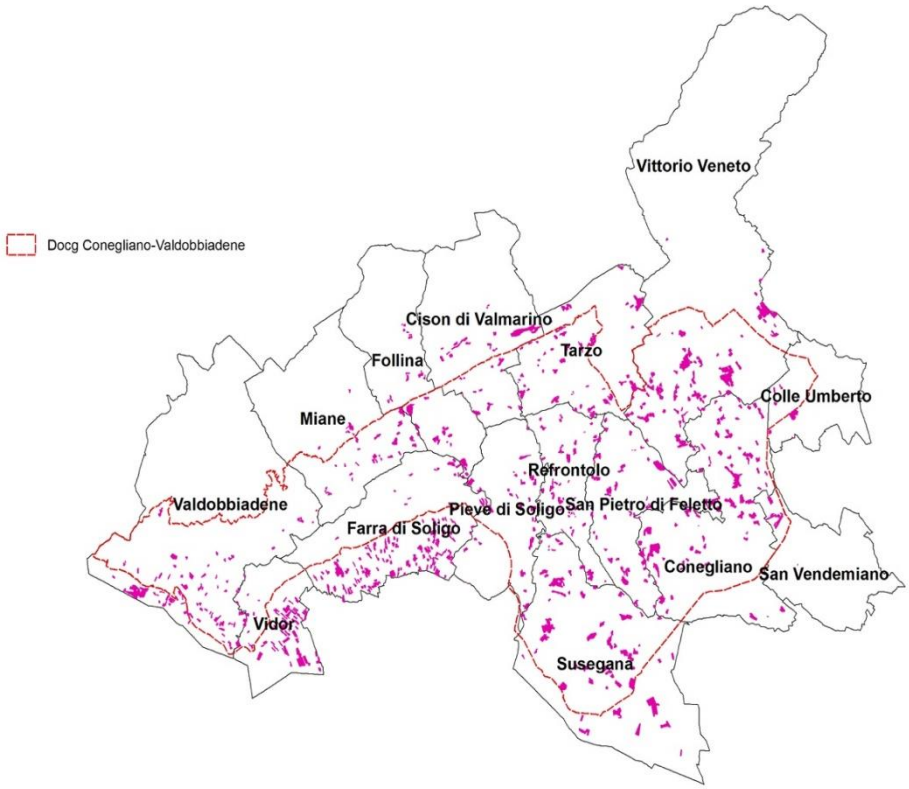


Figura 219 - Nuova superficie a vigneto al 2012, ad altra destinazione d'uso al 2007 Fonte: elaborazione su dati Regione Veneto (2009; 2015)

Nell'area delimitata dal confine istituzionale della DOCG, il 52,31% della nuova superficie a vigneto rilevata al 2012 era, nel 2007, area agricola (seminativo), il 42,62% prato stabile, il 3,69% area boscata e l'1,38% area urbanizzata. In Provincia di Treviso, gli ettari di aree agricole al 2007 trasformati in vigneto nel corso del quinquennio successivo sono l'82,80%, a conferma della progressiva sostituzione delle colture agricole tradizionali (come quella del granoturco) con la viticoltura, i prati stabili il 15,11%, le aree boscate l'1,21% e le aree urbanizzate lo 0,88%.

In sintesi, la maggior parte della nuova superficie a vigneto quantificata nel 2012 era, nel 2007, seminativo e prato stabile. Tale dinamica è confermata osservando – più specificatamente – il comportamento dei 15 Comuni oggetto di indagine, dove il 63,11% della nuova superficie a vigneto al 2012 era, nel 2007, area agricola, il 32,91% prato stabile, il 2,55% area boscata e l'1,44% area urbanizzata.

Seminativi

Relativamente alla trasformazione dei seminativi in vigneto, contribuiscono maggiormente a tale tipo di cambiamento d'uso del suolo i Comuni di Vittorio Veneto, Conegliano, Farra di Soligo, Susegana e Vidor; modificazioni più contenute si registrano invece a Refrontolo. In realtà come Vittorio Veneto e Conegliano, tali trasformazioni interessano perlopiù terreni ricadenti nell'area della DOCG; al contrario, in realtà come Farra di Soligo, Susegana, Vidor e Valdobbiadene, le modificazioni riguardano in maggior misura terreni localizzati fuori dalla DOCG, ma rientranti, a partire dal 2009, nell'area del Prosecco DOC: si tratta di un'ulteriore conferma del processo di colonizzazione in corso nei territori posti ai margini della Denominazione storica.

Prati stabili

Con riferimento alla trasformazione dei prati stabili in vigneto, le realtà con una dinamica più sostenuta nel quinquennio 2007-2012 sono Susegana, Tarzo, Vittorio Veneto e Conegliano; nessuna variazione è rilevabile a San Vendemiano, mentre piccole modificazioni si riconoscono a Colle Umberto e a Vidor. Nel complesso, l'85,49% delle trasformazioni in oggetto interessa prati stabili localizzati dentro l'area della DOCG (ad eccezione del Comune di Farra di Soligo, dove le modificazioni sono maggiormente avvenute in zona DOC).

Aree boscate

Infine, per ciò che concerne i 27,12 ha di aree boscate trasformati in vigneto nei Comuni della DOCG, le modificazioni più importanti si registrano a Tarzo, Refrontolo, San Pietro di Feletto, Vittorio Veneto e Farra di Soligo; nessuna trasformazione è invece evidente a San Vendemiano e a Colle Umberto. Tali processi di disboscamento interessano, per il 95,58%, terreni boscati ricompresi nel confine istituzionale della DOCG.

Uno sguardo sulla DOCG Asolo

Il quadro attuale

Come visto, la DOCG Conegliano Valdobbiadene è oggi un'area particolarmente densa dal punto di vista della superficie destinata alla viticoltura. La saturazione dei terreni disponibili è stata controbilanciata, nell'ultimo trentennio, dall'impianto di nuovi vigneti nei Comuni orientali del territorio, come di recente a Vittorio Veneto. Al di là di questa dinamica interna, tuttavia, nuove importanti modificazioni si riconoscono distintamente anche nella limitrofa DOCG Asolo.

Nell'area delimitata dal confine istituzionale della DOCG Asolo (19.843,99 ha) sono presenti, al 2012, 1.489,77 ha di vigneti, poco più di un quinto di quelli registrati nella zona di Conegliano Valdobbiadene (Regione Veneto, 2015). L'incidenza della superficie a vigneto sulla superficie agricola (16,82%) è nel complesso ancora contenuta, rispetto sia alla DOCG Conegliano Valdobbiadene (64,10%), sia al totale provinciale (21,62%).

La superficie vitata nei 17 Comuni della DOCG Asolo è pari a 2.111,91 ha, con un'incidenza sulla superficie agricola dell'11,52%. Percentuali più elevate di vigneti si registrano nei Comuni localizzati nell'area del Montello e dei Colli Asolani, ambienti ideali per la pratica della viticoltura: Volpago del Montello, Nervesa della Battaglia, Montebelluna, Maser, Giavera del Montello e Cornuda, a cui si aggiunge Pederobba ai piedi delle Prealpi trevigiane. Valori ancora contenuti si rilevano invece in realtà come Possagno e Paderno del Grappa nella parte occidentale della DOCG.

La superficie occupata da vitigno di tipo Glera è, al 23 dicembre 2016, pari a 1.304,26 ha per l'intera DOCG, prevalentemente localizzata a Maser, Montebelluna, Nervesa della Battaglia, Pederobba e Cornuda (Regione Veneto e Avepa, 2016).

Modificazioni d'uso del suolo nel periodo 2007-2012

Pur presentando una densità di vigneti complessivamente più moderata, l'incremento della relativa superficie è, tra il 2007 e il 2012, più consistente per la DOCG Asolo (12,04%, contro un 10,28% registrato nella zona di Conegliano Valdobbiadene); la superficie a vigneto nel totale dei 17 Comuni cresce invece del 10,96% (Regione Veneto, 2009; 2015). A trainare la crescita dei vigneti nella DOCG Asolo considerata nel suo insieme sono realtà come Paderno del Grappa e Cavaso del Tomba, seguite da Crocetta del Montello, Pederobba e Asolo. Paderno del Grappa e Cavaso del Tomba, nella fascia pedemontana, sono caratterizzati da un'incidenza della superficie a vigneto sulla superficie agricola ancora piuttosto contenuta, e per questo suscettibili di maggiori variazioni in termini puramente quantitativi.

La nuova superficie a vigneto impiantata tra il 2007 e il 2012 è pari a 185,28 ha per la DOCG Asolo e a 263,15 ha per il totale dei Comuni in tutto o in parte qui ricompresi (Regione Veneto, 2009; 2015). I nuovi impianti sono prevalentemente localizzati a Nervesa della Battaglia, Pederobba, Crocetta del Montello, Volpago del Montello e Montebelluna; nessuna variazione è invece osservabile a Fonte e a Possagno. Si tratta di modificazioni che interessano per il 70,41% terreni localizzati nell'area istituzionale della DOCG; le trasformazioni avvenute in zona DOC sono comunque evidenti nei Comuni dell'area del Montello (Figura 220).

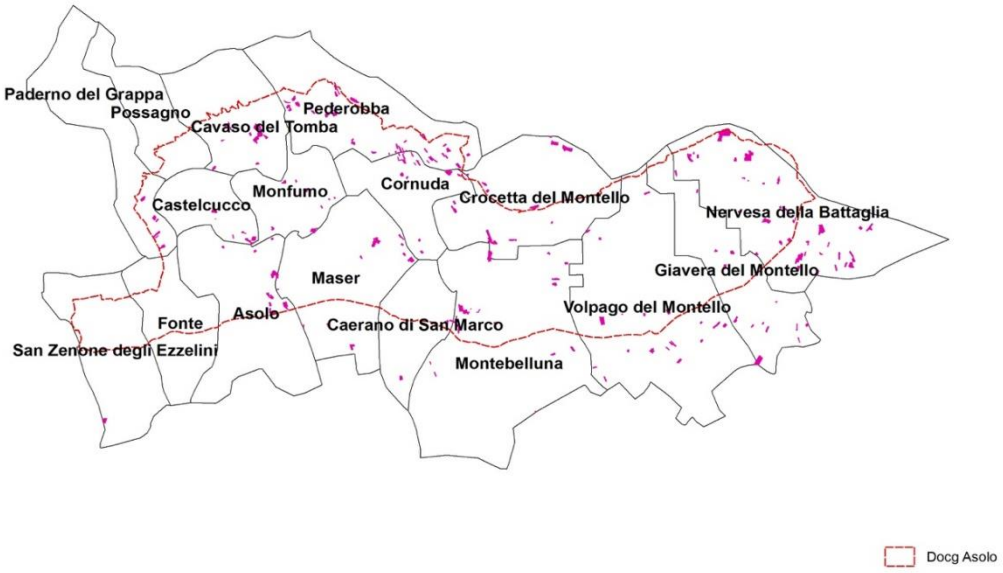


Figura 220 - Nuova superficie a vigneto al 2012, ad altra destinazione d'uso al 2007 - DOCG Asolo Fonte: elaborazione su dati Regione Veneto (2009; 2015)

Pressoché in linea con le dinamiche rilevate nell'area di Conegliano Valdobbiadene, i cambiamenti d'uso del suolo nella DOCG Asolo hanno prevalentemente riguardato terreni agricoli (66,09%), prati stabili (28,53%) e aree boscate (4,27%). Guardando più nello specifico il comportamento dei Comuni della DOCG, il 72,11% dei nuovi impianti di vigneto realizzati nel periodo 2007-2012 è stato localizzato in terreni classificati come agricoli nel 2007, il 24,04% ha interessato prati stabili, il 3,01% aree boscate. Quanto ai seminativi, le trasformazioni più rilevanti si sono verificate a Nervesa della Battaglia, Crocetta del Montello e Pederobba; le realtà con più modificazioni d'uso del suolo relativamente ai prati stabili sono, di nuovo, Pederobba e Nervesa della Battaglia, seguiti da Maser nell'asolano. La conversione di aree boscate in vigneti ha invece riguardato prevalentemente i Comuni di Asolo, Cavaso del Tomba e Cornuda.

Conflitti e regolamentazione

Le modificazioni d'uso del suolo individuate a partire dalla rielaborazione dei dati della Carta della Copertura del Suolo della Regione Veneto fanno riferimento, come visto, al periodo 2007-2012. Pur in assenza di una edizione più aggiornata della Carta (al momento in elaborazione), si può comunque sostenere – attraverso i dati forniti da Avepa e ancor più ricostruendo il dibattito pubblico in corso – come i nuovi vigneti si siano ancor più intensificati a partire proprio dal 2012.

Tali repentine trasformazioni territoriali hanno portato, negli ultimi anni, a diffusi e intensi conflitti sociali, segno di una crescente sensibilità e consapevolezza dell'opinione pubblica rispetto alle problematiche legate all'espansione della monocoltura vitivinicola di tipo intensivo. A partire dalla oramai satura DOCG Conegliano Valdobbiadene, i conflitti – non di rado portati alla luce anche dalla stampa nazionale – sono oggi sempre più riconoscibili nella DOCG Asolo, e, in generale, nella più ampia DOC del Prosecco (Figura 221)[60].

[60] Sono *in primis* le zone poste ai margini dell'area di Conegliano Valdobbiadene a risultare particolarmente convenienti – per i viticoltori di questa DOCG – dal punto di vista economico, per il più basso costo dei terreni e della produzione (si tratta, di fatto, di aree pianeggianti su cui è possibile una meccanizzazione della produzione), e per la vicinanza alle cantine che consente un contenimento generale dei costi di trasporto.

Figura 221 - Nuovi impianti di vigneto nelle aree pianeggianti della zona DOC. Fonte: foto dell'autore

Organizzazioni ambientaliste come Legambiente e WWF, comitati e – con ancor più enfasi – piccoli gruppi informali di cittadini si sono di fatto moltiplicati a fronte dei nuovi impianti di vigneto realizzati o in via di realizzazione. Questo tipo di attivazione ha contribuito in modo determinante alla produzione di conoscenza su questioni quali gli impatti sulla salute pubblica e sull'ambiente prodotti dall'uso massiccio di prodotti chimici di sintesi, così come sulle modificazioni paesaggistiche, ecologiche e geomorfologiche (con conseguenti dissesti idrogeologici) connesse all'impianto di nuovi vigneti spesso in zone non idonee (Figura 222).

Figura 222 - Modificazioni geomorfologiche per l'impianto di nuovi vigneti nelle aree collinari della zona DOCG. Fonte: foto dell'autore

In alcune realtà guidate da amministrazioni comunali più sensibili al tema, le sollecitazioni dei gruppi di cittadini si sono tradotte in una collaborazione alla adozione o revisione – in senso restrittivo – dei *regolamenti di polizia rurale*, strumento che stabilisce, a livello comunale, le distanze dei nuovi impianti di vigneto da zone considerate "sensibili" (residenze, spazi ed edifici pubblici, strade e percorsi pedonali, corsi d'acqua), nonché le modalità e le tempistiche dei trattamenti con prodotti chimici (irrorazioni).

Come obiettivo di più lungo periodo, tali realtà puntano alla costruzione, con il coinvolgimento degli stessi Consorzi di tutela, di una forma di bio-distretto e di agricoltura esclusivamente biologica.
Lo stesso Consorzio di tutela di Conegliano Valdobbiadene, ad esempio, ha introdotto una serie di strumenti (come il *protocollo viticolo*, di applicazione tuttavia volontaria da parte dei viticoltori) finalizzati a vietare o quantomeno a ridurre l'uso di determinati prodotti chimici nel corso delle irrorazioni, anche per garantire l'immissione nel mercato di un prodotto di maggiore qualità dal punto di vista organolettico.
Paradossalmente, nonostante il settore delle Denominazioni d'Origine del vino sia "iper-regolamentato" per ciò che concerne il controllo di qualità/tracciabilità del prodotto, la regolamentazione è ancora poco efficace sul piano dell'interazione tra viticoltura e altre pratiche d'uso del suolo, in particolare di tipo residenziale.
Ciò che appare prioritario è dunque una maggiore integrazione tra le decisioni (individuali, settoriali e guidate da meccanismi di mercato e incentivi economici come i contributi europei) di impianto di nuovi vigneti e le politiche territoriali locali. Nello specifico – e su questo il dibattito pubblico nei territori del Prosecco dovrà concentrarsi nel prossimo futuro – è necessario riportare al centro dell'attenzione una discussione anche sugli strumenti ordinari di pianificazione, vale a dire sulla loro possibilità/capacità di orientare la pratica della viticoltura verso i terreni giudicati più idonei, evitando un'espansione "indistinta" degli stessi e garantendo al contempo interventi di compensazione ecologica e mantenimento della biodiversità.

Regione Veneto (2009), Banca Dati della Carta della Copertura dell'uso del suolo edizione 2007 - http://idt.regione.veneto.it/app/metacatalog/index?deflevel=165
Regione Veneto (2015), Banca Dati della Carta della Copertura dell'uso del suolo edizione 2012 - http://idt.regione.veneto.it/app/metacatalog/index?deflevel=165
Regione Veneto e Avepa (2016), Schedario Viticolo Veneto, aggiornato al 1 Dicembre 2016 - Database fornito da Avepa.

10. La polarizzazione del consumo di suolo: dinamiche d'area tra piccoli comuni. Il caso del progetto Pianura Sostenibile in provincia di Brescia

Anna Richiedei, Francesco Mazzetti, Maurizio Tira (Università degli Studi di Brescia, Brescia), Francesco Esposto (Fondazione Cogeme Onlus, Rovato-BS)

Il presente contributo mira a restituire l'esperienza di ricerca svolta dal gruppo di Tecnica Urbanistica dell'Università degli Studi di Brescia sulle fenomenologie del consumo di suolo in un'area vasta corrispondente alla bassa pianura bresciana occidentale. Lo *screening* territoriale ed il "Rapporto sul consumo di suolo nella Pianura"[61], che ne è conseguito, si collocano nell'ambito delle attività promosse dall'accordo tra 20 comuni di medio-piccole dimensioni, denominato *Pianura Sostenibile*[62], ideato e coordinato da *Fondazione Cogeme Onlus*[63].
L'analisi s'inserisce nel forte dibattito suscitato dalla recente legge sul contenimento del consumo di suolo della Regione Lombardia (L.31/2014) e nel quadro di riferimento normativo della pianificazione urbana e territoriale che declina la sostenibilità ambientale attraverso i piani di livello regionale e provinciale e i piani urbanistici di livello locale (Documento di Piano e Valutazione Ambientale Strategica della L.R.L. 12/2005)
Dal punto di vista della lettura delle dinamiche del consumo di suolo, analizzare il brano di territorio scelto per il presente affondo speculativo, è stato ritenuto significativo per diversi motivi. L'area è interessante per studiare il fenomeno in modo quali-quantitativo. Nella Pianura Padana, il territorio si è, e si sta, trasformando secondo dinamiche approssimativamente frattali, che possono essere lette più precisamente nelle aree di frangia della ripetizione, quali ad esempio le aree urbane disseminate nella pianura priva di limiti fisici, piuttosto che vicino ai centri generatori (e.g. Busi e Pezzagno, 2011;

[61] Il "Rapporto sul consumo di suolo in Pianura 2017" è stato realizzato a partire dai dati di ISPRA del 2016
[62] Il progetto *Pianura Sostenibile* nasce nel 2007, raccogliendo l'adesione di 22 comuni della bassa pianura bresciana. L'obiettivo del progetto è stato quello di costruire un percorso a servizio delle amministrazioni comunali di sensibilizzazione, studio e monitoraggio, sui temi urbanistici, energetici ed ambientali.
[63] Fondazione Cogeme Onlus è nata nel 2002 da Cogeme Spa, una delle prime società per azioni dei comuni in Italia, oggi facente parte di Linea Group Holding

Munafò e Marchetti, 2015). Inoltre il territorio è costituito, per quasi il 50%, da piccoli comuni[64], aventi caratteristiche geografiche-fisiche, urbanistiche-architettoniche, simili. Produrre un affondo su un brano di medie dimensioni, avente queste stesse caratteristiche, può approssimativamente valere come "parte per il tutto" ovvero contenuto, per metonimia, di una parte significativa della Pianura Padana.
L'avanzamento del suolo consumato in quest'area, mediando i dati comunali restituiti da ISPRA nel Rapporto sul Consumo di Suolo 2016 (ISPRA,2016), ha registrato nel periodo 2012-2015 tassi più alti ed in più rapida ascesa della media del territorio regionale e provinciale.
Da ultimo, lo studio di quest'area risulta significativo perché i comuni di *Pianura Sostenibile*, pur non essendo un'area amministrativamente definita, hanno da tempo cercato di indirizzare le proprie politiche di sostenibilità ambientale con un coordinamento d'area vasta, seguendo il principio del superamento delle logiche di confine tradizionanli (Zanini, 1997) proprio delle tematiche ambientali.
In estrema sintesi, l'obiettivo della ricerca è stato individuare le caratteristiche e le tendenze dei recenti processi di trasformazione territoriale su un campo d'indagine di circa 350 kmq, abitato da circa 120.000 residenti e, nel contempo, verificare alcune possibili relazioni tra le conseguenze del consumo di suolo e le condizione di benessere degli abitanti attraverso alcuni indicatori socio-ambientali.

Metodologia e fonti

Per costruire l'analisi si è partiti dai contenuti del Rapporto sul consumo di suolo (ISPRA, 2016) utilizzando i dati per il territorio oggetto di studio riferiti alla variazione nel periodo 2012-2015 di: suolo consumato, popolazione residente, densità di popolazione sul territorio comunale, indice di dispersione e perdita di servizi ecosistemici. Una parte di questi sono stati analizzati in maniera puntuale per comprendere meglio lo stato di fatto e valutare la polarizzazione delle trasformazioni, mentre altri sono stati accostati ad alcuni indicatori del monitoraggio dello stato dell'ambiente in essere sul territorio (progetto *Pianura Sostenibile*). Essi riguardano la variazione, nel periodo di riferimento, per: reddito della popolazione residente (fonte: Dipartimento delle Finanze del Ministero), consumo idrico e dispersione idrica (fonte: enti gestori del servizio idrico integrato ovvero AOB2 e A2A) e produzione di rifiuti urbani (fonte: Osservatorio provinciale dei rifiuti di Brescia).
I dati relativi ai singoli comuni sono stati ordinati e suddivisi in 4 *range* relativi agli intervalli naturali del campione (*natural breaks*) e identificati per colore. Ciò consente di visualizzare meglio la sitazione della dinamica del consumo di suolo e metterla in relazione con eventuali condizioni di virtuosità (e non) per alcune componenti socio-ambientali. Inoltre sono state realizzati dei grafici e delle mappe tematiche per una visualizzazione più chiara ed immadiata. Non è possibile ovviamente, per questioni di brevità, riportare tutti i dati in maniera sistematica. Si cercherà quindi di seguito di descriverne brevemente i risultati e di mostrare le rappresentazioni solo per i casi più rilevanti.
In merito all'arco temporale di riferimento per l'analisi, si è scelto di collettare tutti i dati in funzione di quelli sul consumo di suolo messi a disposizione da ISPRA, quindi tra il 2012 ed il 2015, nonostante il lasso di tempo sia breve. In Lombardia sono disponibili altre banche dati relative all'uso e alla copertura del suolo: la principale è la banca dati geografica DUSAF - Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali. Essa è multi-temporale e avrebbe permesso di realizzare un confronto in un lasso di tempo più ampio, ma con delle significative limitazioni: non è possibile infatti un confronto di tipo quantitativo delle infromazioni sul suolo a causa delle differenti tecnologie utilizzate per la rilevazione cartografica (che rendono la precisione del dato non uniforme nel tempo) e la difformità di alcune catalogazioni nella classificazione delle aree rilevate (Regione Lombardia, 2017). La presenza di iniziative conoscitive di carattere locale o regionale e le loro criticità sono peraltro già state evidenziate da ISPRA nel 2014, segnalando come raramente queste banche dati siano "inserite in un quadro unitario a livello nazionale, sia in termini di tecniche di acquisizione, sia per le metodologie di lettura dei dati" (ISPRA, 2014). Queste motivazioni ci hanno spinto a fare le nostre considerazioni in un periodo di tempo forse meno significativo dal punto di vista statistico, ma più valido dal punto di vista dell'accuratezza dei dati raccolti.

Analisi delle dinamiche di consumo di suolo nei piccoli comuni

I dati sul suolo consumato nei comuni dell'area interessata dal progetto *Pianura Sostenibile* mostrano che tra il 2012 ed il 2015, la superficie artificiale è aumentata di 46 ha, pari ad un +0,81% rispetto al

[64] I piccoli comuni secondo la L.158/2017 sono quelli al di sotto dei 5000 abitanti. I dati riportati sono stati elaborati a partire dai comuni della Pianura padana ovvero quelli che secondo l'Atlante statistico comunale di ISTAT ricadono nella zona altimetrica di *pianura* nell'Italia del nord con meno di 5000 ab (censimento del 2011) pari a 732 unità per una superficie di 26.599 kmq.

2012, raggiungendo il 17,84% dell'intero territorio. Nello stesso periodo, il dato medio comunale, trainato dai comuni che hanno visto una crescita maggiore, è cresciuto dello 0,14%, pari a cinque punti percentuale in più del dato medio della Regione Lombardia e doppio rispetto al dato medio della Provincia di Brescia.
Nella tabella seguente (Tabella 24) i comuni sono ordinati in funzione della variazione di suolo consumato dal 2012 al 2015. Risulta evidente il maggiore dinamismo dei primi due comuni nell'elenco, Chiari e Roncadelle, ed è eccezionale il dato di quest'ultimo con un incremento del +1,28% rispetto al suolo consumato nel 2012, quasi dieci volte maggiore del dato medio provinciale (in parte a causa di un nuovo ambito di trasformazione commerciale). Nella mappa (Figura 223) che riporta l'incremento del consumo di suolo dal 2012 al 2015 grazie alla diversificazione cromatica, si può leggere una gravitazione dei maggiori valori attorno ai già citati comuni di Chiari e Roncadelle a nord dell'area ed Orzinuovi a sud, facendo emergere la polarizzazione verso questi ultimi. La medesima evidenza può essere confermata inoltre dal fatto che per metà dei comuni oggetto di studio non si registrano variazioni nell'intervallo di osservazione.

Tabella 24 - Comuni in ordine di variazione di superficie consumata 2012-2015 (fonte dati ISPRA, 2016)

COMUNE	Variazione del SUOLO CONSUMATO 2012-2015 (ha)	Variazione del SUOLO CONSUMATO sulla SUPERFICIE TERRITORIALE 2012-2015 (%)	Variazione della POPOLAZIONE 2012-2015 (%)	Variazione della DENSITA' di popolazione 2012-2015 (ab/ha)	Variazione dell'INDICE DI DISPERSIONE 2012-2015 (%)
Chiari	15,19	0,40	2,29	0,11	-0,34
Roncadelle	12,00	1,28	3,11	0,31	-0,59
Urago d'Oglio	5,51	0,52	1,86	0,07	-0,12
Lograto	3,90	0,31	0,53	0,02	-0,04
Orzinuovi	3,53	0,07	2,11	0,05	-0,14
Comezzano-Cizzago	1,65	0,11	1,78	0,04	0,41
San Paolo	1,14	0,06	0,49	0,01	-0,09
Castel Mella	0,85	0,11	2,19	0,31	-0,26
Borgo San Giacomo	0,75	0,03	0,29	0,01	0,02
Pontoglio	0,58	0,05	1,26	0,08	-0,07
Castrezzato	0,52	0,04	0,17	0,01	-0,17
Longhena	0,15	0,04	-3,79	-0,07	0,01
Barbariga	0,00	0,00	-2,09	-0,04	-0,01
Berlingo	0,00	0,00	5,69	0,32	0,00
Brandico	0,00	0,00	2,73	0,05	0,00
Corzano	0,00	0,00	2,15	0,02	0,00
Maclodio	0,00	0,00	-2,27	-0,07	1,11
Quinzano d'Oglio	0,00	0,00	-0,55	-0,02	0,01
Roccafranca	0,00	0,00	3,04	0,08	0
Rudiano	0,00	0,00	2,16	0,12	-0,22
Torbole Casaglia	0,00	0,00	2,65	0,13	0,04
Villachiara	0,00	0,00	2,23	0,02	0,00
PIANURA SOSTENIBILE	45,77	3,02	1,70	0,07	-0,02

L'*Indice di dispersione urbana* esprime il rapporto tra la somma della superficie urbanizzata discontinua e la superficie urbanizzata totale e può essere collegato alla frammentazione del territorio, mentre è opposto alla sua compattezza (EEA, 2006). In termini di consumo di suolo, la dispersione urbana e la bassa densità abitativa comportano un aumento dalla superficie consumata media pro-capite. Valori percentuali alti di superfici artificiali di tipo continuo indicano città compatte (almeno all'interno dei confini comunali) e, quindi, con un indice di dispersione basso. Nel caso in studio ne sono un esempio Roncadelle, Chiari e Castel Mella. Viceversa, valori percentuali bassi di superfici artificiali di tipo continuo indicano aree i cui i processi di *sprawl* all'interno del territorio comunale sono stati più marcati: è il caso di Maclodio che ha il valore percentuale di dispersione più alto e il valore legato alla densità urbana più basso del raggruppamento dei comuni di *Pianura Sostenibile*.

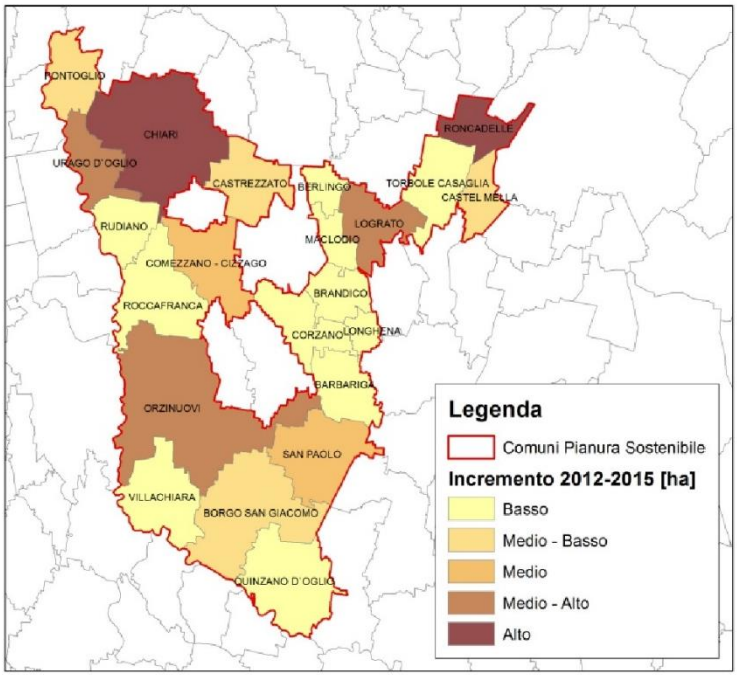


Figura 223 - Mappa tematica dei comuni in base alla variazione di suolo consumato 2012-2015 (fonte dati ISPRA, 2016)

Considerazioni e intrecci tra consumo di suolo e dati socio-ambientali

Valutando la popolazione residente si registra un aumento tra il 2012 e il 2015 pari a 2050 unità, corrispondenti ad un incremento del 1,7%. I singoli comuni partecipano a questo dato in modo disomogeneo. Chiari, Roncadelle, Orzinuovi, Castel Mella hanno dei tassi di crescita tra il 2 ed il 3%. Chiari e Orzinuovi crescono come poli attrattori nei confronti dei loro comuni satellite per l'avvento di nuove infrastrutture viarie. Roncadelle e Castel Mella crescono per la loro posizione di prossimità rispetto al comune capoluogo di Brescia. Berlingo, nel triennio, segna il maggiore tasso di crescita pari a 5,6%. Di segno opposto, l'andamento demografico dei comuni di Longhena (-3,7%), Maclodio (-2,2%), Quinzano (-0,5%) e Barbariga (-2%). Territorialmente è da notare l'adamento in sofferenza dei comuni a sud e a est rispetto ai comuni a nord e ad ovest con le eccezioni di Roncadelle e Torbole Casaglia avvantaggiate dalla vicinanza della città di Brescia. Il più chiaro *trend* rilevabile consiste nel fatto che i comuni con maggiore popolazione crescono con un ritmo maggiore, drenando e trainando il dato dell'intera area. Stante la presenza di alcuni comuni in decrescita, il territorio afferente al progetto cresce demograficamente con un ritmo medio triplo rispetto al dato riferito all'intera Provincia di Brescia. La relazione tra consumo di suolo e andamento demografico è limitatamente lineare: i comuni che hanno consumato più suolo crescono demograficamente. Tuttavia anche alcuni comuni a consumo di suolo zero hanno comunque buoni tassi di cresciata demografica tra il 2012 ed il 2015.

Dall'analisi precedente, che ha messo in luce l'esistenza di una triplice polarità territoriale legata al tema della dispersione e della crescita demografica (con Chiari, Orzinuovi, Roncadelle/Castel Mella), discende la valutazione della variazione della densità di popolazione. Benché le dimensioni territoriali (quindi il denominatore del rapporto) siano diverse comune per comune, nel triennio, è comunque possibile leggere un *trend*: i comuni con una maggiore densità hanno segnato un maggiore incremento della stessa con poche eccezioni. Il dato medio è dello 0,07%, molto superiore al dato medio provinciale. Generalmente la fascia nord risulta più popolosa, in maggior crescita, e con maggior aumento della densità di popolazione nel triennio, rispetto all'area sud nella quale il verso dell'insediamento è opposto. La relazione tra consumo di suolo e densità di popolazione non è lineare: in molti comuni, al maggior consumo di suolo non corrisponde una significativa variazione di denistà di popolazione, segno che parte significante della trasformazione avvenuta non è di carattere residenziale o ha prodotto bassa densità abitative.

L'accostamento dei dati dell'incremento dei redditi con il consumo di suolo parte dall'ipotesi di un possibile legame proporzionale tra i due. L'andamento dei redditi imponibili annui, dichiarati dai contribuenti a scala comunale, restituisce una crescita dell'ammonate complessivo d'area, nel periodo

2012-2015, pari a 46.645.679 milioni di euro. Tutti i comuni segnano un tasso di crescita nell'indicatore. La relazione tra consumo di suolo e incremento dell'ammontare dei redditi ha una discreta linearità (Tabella 25): genericamente, i comuni che hanno consumato più suolo hanno visto crescere il reddito complessivo. Tuttavia i comuni che hanno consumato più suolo non sono quelli che registrano maggiore incremento di reddito e alcuni comuni a consumo di suolo zero registrano ottimi incrementi di reddito. Il consumo di suolo non ha pienamente portato ad un miglioramento dal punto di vista economico, per quanto questo sia uno soltanto dei suoi fattori determinanti. Se a tale situazione si aggiunge la perdita di servizi ecosistemici la situazione risulta accentuarsi ulteriormente. La perdita totale di servizi ecosistemici dovuta al consumo di suolo, calcolata usando i valori massimi per ogni servizio (ISPRA, 2016), registrata nel triennio, è pari a 4.777.246 milioni di euro, cifra dieci volte inferiore alla crescita economica d'area. Ciò fa riflettere anche sull'ordine di grandezza che viene messo in gioco confrontando i "guadagni" privati e le "perdite" pubbliche.

Tabella 25 - Comuni in ordine di superficie consumata raffrontata all'andamento dei redditi imponibili annui e alla perdita totale di servizi ecosistemici (fonti dati ISPRA 2016, MEF)

COMUNE	Variazione del SUOLO CONSUMATO 2012-2015 (ha)	Variazione dei REDDITI IMPONIBILI ANNUI 2012-2015 (€)	Variazione della PERDITA DI SERVIZI ECOSISTEMICI (Valori massimi) 2012-2015 (€)
Chiari	15,19	€2.876.317	-€1.786.367
Roncadelle	12	€3.193.108	-€1.141.053
Urago d'Oglio	5,51	€970.941	-€620.397
Lograto	3,9	€2.005.921	-€304.750
Orzinuovi	3,53	€3.735.667	-€361.974
Comezzano-Cizzago	1,65	€3.391.842	-€142.103
San Paolo	1,14	€2.935.181	-€73.675
Castel Mella	0,85	€4.607.891	-€69.998
Borgo San Giacomo	0,75	€2.701.167	-€67.103
Pontoglio	0,58	€1.763.572	-€39.797
Castrezzato	0,52	€4.172.855	-€132.296
Longhena	0,15	€430.935	-€17.107
Barbariga	-	€1.402.303	-€5.162
Berlingo	-	€1.304.105	-€144
Brandico	-	€1.029.663	€20
Corzano	-	€797.391	-€169
Maclodio	-	€630.056	-€2.429
Quinzano d'Oglio	-	€3.796.023	€23
Roccafranca	-	€255.083	-€23
Rudiano	-	€283.700	-€12.029
Torbole Casaglia	-	€3.908.198	-€706
Villachiara	-	€453.778	-€7
PIANURA SOSTENIBILE	45,8	€46.645.697	-€4.777.246

Per quanto riguarda gli indicatori ambientali sono stati presi in considerazione i dati del consumo di suolo del 2015 (ISPRA, 2016) e i dati ambientali del medesimo anno relativi al consumo idrico per uso domestico, alla dispersione idrica della rete di distribuzione e la produzione di rifiuti urbani. L'accostamento tramite grafici a dispersione mostra una chiara tendenza di linearità e proporzionalità: all'aumentare del suolo consumato aumentano anche il consumo idrico e la produzione di rifiuti. Ovviamente tale legame è dominato dalla maggiore incidenza della popolazione, osservando infatti medesimi dati normalizzati per la popolazione residente si notano un consumo idrico e una produzione di rifiuti essenzialmente costanti. Tali dinamiche sono inoltre fortemente condizionate dalle abitudini e dagli stili di vita della popolazione oltre che dallo stato della rete di distribuzione.
Diverso invece il caso della dispersione idrica che mostra come i comuni che hanno una variazione di suolo nulla tra il 2012-2015 hanno tendenzialmente migliorato l'efficienza della rete di distribuzione. Al contrario, i comuni che registrano una variazione di suolo consumato di segno positivo aumentano nel tempo anche la dispersione idrica. Unica eccezione significativa risulta essere il comune di Chiari che ha, in quel periodo, visto il cambio della gestione dell'ente erogatore del servizio idrico e del sistema di contabilizzazione.

In generale tra il 2012 ed il 2015 il territorio segna complessivamente una diminuzione della produzione di rifiuti solidi urbani (RSU) pari a 3.095 t, corrispondenti ad un decremento del 5,53% rispetto al 2012. Chiari, Castrezzato e Torbole Casaglia, hanno ridotto notevolmente la produzione di rifiuti. Al contrario Castel Mella, da solo, segna un incremento della produzione pari alla diminuzione complessiva d'area. Nello stesso periodo si evidenzia una riduzione delle perdite idriche di 240.000 mc, corrispondenti ad un decremento del -4,9% rispetto al 2012 ed una riduzione dei consumi idrici di 757.397 mc pari al -8,5% rispetto al 2012.

Considerazioni

La misura del consumo di suolo, su base comunale, messa in relazione con dati d'area vasta, provinciali, regionali o nazionali, potrebbe restituire un possibile risultato delle politiche e degli investimenti realizzati nel medio periodo ai diversi livelli di governo.

Nonostante il risultato dell'analisi, le previsioni urbanizzative contenute nei piani urbanistici comunali introducono un ulteriore fattore di incremento delle potenzialità urbanizzative, certamente sovradimensionato rispetto ai reali fabbisogni. Questo conferma la limitata influenza della crisi economica nel dimensionamento delle scelte di pianificazione e palesa la difficoltà dei comuni nell'affrontare efficacemente, all'interno dei propri confini, azioni concrete di riduzione del consumo di suolo.

L'analisi delle potenzialità dei piani urbanistici comunali lombardi "evidenzia un ulteriore nodo problematico dell'attuale ordinamento del governo del territorio, quello che riguarda il rapporto tra consumo di suolo, scale e confini della pianificazione locale. Il livello comunale continua a rimanere la dimensione amministrativa dove si depositano le principali responsabilità di pianificazione e di conseguenza dove si producono le maggiori ricadute sul consumo di suolo. Una scala evidentemente sempre meno adatta, soprattutto nei contesti "metropolizzati" della città contemporanea" (Arcidiacono, Salata, Ronchi, 2016), ad affrontare la programmazione di temi che non rispettano di certo le limitazioni geografiche dei confini amministrativi e necessitano di una visione strategica di lungo periodo che non si estingue nel mandato del sindaco.

Il report proposto dalla Fondazione Cogeme Onlus a tutti i comuni aderenti al progetto, utilizzato come spunto di riflessione per il presente contributo, ha consentito anche una maggiore diffusione della conoscenza e della consapevolezza del tema del consumo di suolo nelle istituzioni, come nella società (Grilli, 2010).

Questa base di conoscenze, come quelle raccolte da ISPRA, dovrebbero servire a rafforzare il dialogo tra amministratori di più comuni e con i cittadini, oltre a promuovere una rendicontazione periodica sullo stato dell'ambiente urbano al fine di realizzare esperienze di partecipazione e di democrazia locale basate sul principio di *accountability* (Mäler et al., 2007; Klopper e Petretta, 2017). Ciò può consentire ai cittadini di valutare i risultati dell'azione di governo del territorio e, al tempo stesso, di partecipare con maggiore consapevolezza ai processi decisionali locali.

L'area potrà essere altresì interessante per ipotizzare/delineare, e successivamente monitorare, le possibili conseguenze della trasformazione territoriale sull'abitare in quest'area, in termini di abitudini e qualità della vita, e le possibili ingerenze nelle stesse dinamiche socio-identitarie, in termini, ad esempio, di de-territorializzazione identitaria. Verso questo secondo orizzonte di ricerca può valere la pena indagare in futuro, il tema del contrasto tra identità agricola o identità di "paese" e relative abitudini e relazioni, residuali almeno in una fascia della popolazione residente nei comuni di *Pianura Sostenibile*, e la consistente trasformazione territoriale della città diffusa, avvenuta in un lasso di tempo ridotto.

Arcidiacono A., Salata S., Ronchi S. (2016). Oltre le misure. Obiettivi di legge e previsioni di piani, In: ISPRA (2016). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016, Rapporto 248/2016

Busi R. e Perzzagno M. (2011). Una città di 500 km. Letture del territorio padano, Gangemi editore. Roma

EEA (2006). Urban sprawl in Europe. The Ignored challenge, EEA Report n° 10/2006

Fondazione Cogeme Onlus (2016). Analisi del consumo di suolo. Pianura sostenibile. Verso una misura del benessere della pianura. Rovato, disponibile al sito: http://www.pianurasostenibile.eu/media/File/CONSUMO_SUOLO/Scheda%20Consumo%20Suolo_Pianura%20Sostenibile_16.12.2016.pdf

Grilli M. (2010). Gli indicatori di sostenibilità urbana. in: Sociologia urbana e rurale. Fascicolo 92/93, Franco Angeli, Milano

ISPRA (2014). Audizione dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) presso la Commissione Agricoltura, congiuntamente con la Commissione Ambiente, della Camera sul consumo di suolo, disponibile al sito: http://www.isprambiente.gov.it/files/notizie-ispra/notizia-2014/audizione-ispra-consumo-suolo/Audizione_ISPRA_Consumo_suolo.pdf

ISPRA (2016). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2016, Rapporto 248/2016
Klopper J.M. e Petretta D.L. (2017). The urban sustainable development goal: Indicators, complexity and thepolitics of measuring cities, in: Cities, Vol: 63, Page: 92-97, Elsevier BV
Mäler, K.G., Aniyar, S., Jansson, A., (2007). Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development. PNAS: Gretchen A. Daily, Stanford University, Stanford, CA, (2008)
Munafò M., Marchetti M. (a cura di) (2015). Recuperiamo terreno. Analisi e prospettive per la gestione sostenibile della risorsa suolo. Franco Angeli
Regione Lombardia (2017). Piano Territoriale Regionale d'Area della Franciacorta. Quadro conoscitivo e orientativo. Relazione - QC0, disponibile al sito: https://www.cartografia.regione.lombardia.it/sivas/jsp/procedimenti/popup/popAllegati.jsf?idDoc=260520
Zanini, P. (1997). Significato del Confine. I limiti naturali, storici, mentali. Bruno Mondadori. Milano.

11. Valutare la frammentazione del territorio indotta dalla realizzazione di infrastrutture lineari

Alessandra Cappiello (Poliedra - Politecnico di Milano), Silvia Pezzoli (Poliedra - Politecnico di Milano), Luca Tomasini (Poliedra - Politecnico di Milano)

Nell'ambito delle attività di ricerca rivolte ad innovare la metodologia di valutazione ambientale è stato sperimentato un approccio teso principalmente a migliorare la capacità della Valutazione Ambientale Strategica (VAS) che accompagna i processi di pianificazione e programmazione di intercettare, descrivere e facilitare la comprensione di fenomeni complessi e multidimensionali, che interessano più sistemi funzionali in maniera integrata.
Fin dalla lettura dello stato del contesto e poi nella fase di valutazione degli effetti dell'attuazione di piani/programmi su di esso, il metodo pone l'attenzione sulla dinamicità dei processi che coinvolgono le risorse ambientali e sulle relazioni spazio-temporali che condizionano gli effetti di tali processi.
Allo scopo di descrivere tali processi complessi e come gli strumenti di piano/programma ne modificano le caratteristiche, parte delle attività di ricerca si sono concentrate sulla definizione e sul popolamento di indicatori rappresentativi delle dinamiche che incidono sulla vulnerabilità e delle capacità di risposta (resilienza) dei diversi ambiti territoriali ai fattori di pressione indotti dal piano/programma.
Il metodo è stato avviato in Lombardia in occasione delle attività per la VAS della revisione del Piano Territoriale e Paesaggistico Regionale e per la VAS di POR FESR e PSR 2014-2020.
Il supporto tecnico alla VAS del Programma Regionale Mobilità e Trasporti ha rappresentato poi un caso opportuno per declinare la costruzione di indicatori finalizzati a cogliere dinamiche e capacità di risposta dei diversi ambiti territoriali ai fattori di pressione, tra i quali è stato considerato il tema del consumo di suolo, che rappresenta un'emergenza ambientale particolarmente significativa per la Lombardia.
In particolare, al fine di descrivere al meglio i problemi, non solo in termini di superfici sottratte, ma anche in riferimento alle nuove configurazioni insediative e conseguenti effetti sui sistemi ecologici, è stato introdotto un set di indicatori descrittori proxy dell'impatto cumulato delle infrastrutture lineari (stradali e ferroviarie) sul sistema paesistico-ambientale.
Una prima elaborazione degli indicatori è stata messa a punto nell'ambito dello studio interdisciplinare di supporto alle scelte del programma, con la funzione di contribuire, insieme ad analisi di tipo trasportistico ed economico, ad un confronto tra diversi scenari di medio periodo (anno 2020). Gli stessi indicatori, opportunamente integrati, sono poi stati adottati in alcune valutazioni contenute nel rapporto ambientale.
Per studiare gli effetti della nuova infrastrutturazione lineare, oltre agli ambiti amministrativi comunali, si è fatto riferimento ad *ambiti territoriali esistenti* già codificati, dotati di significato rispetto alle diverse tematiche: per il tema della biodiversità e dell'interferenza con le aree ad elevata naturalità si è fatto riferimento alle aree protette e agli elementi della rete ecologica; per le tematiche di carattere territoriale si è fatto riferimento, ove ritenuto d'interesse, alle fasce paesistico ambientali proposte nel Rapporto preliminare della revisione del PTR-PPR (Figura 224).
Inoltre, laddove utile agli scopi della valutazione, ci si è riferiti a dieci *aree studio* definite ad hoc per analizzare gli ambiti maggiormente interessati dalle trasformazioni infrastrutturali lineari previste dal PRMT (Figura 225). A partire dalla sovrapposizione cartografica delle fasce paesistico ambientali, le aree studio sono state perimetrate come buffer paralleli ai sedimi infrastrutturali, dimensionandole con

un’ampiezza di almeno 5.000 m da ambo i lati del tracciato, corrispondente alla distanza di propagazione degli effetti legati agli spostamenti della fauna selvatica (elaborazione da Forman *et al*., 2002).

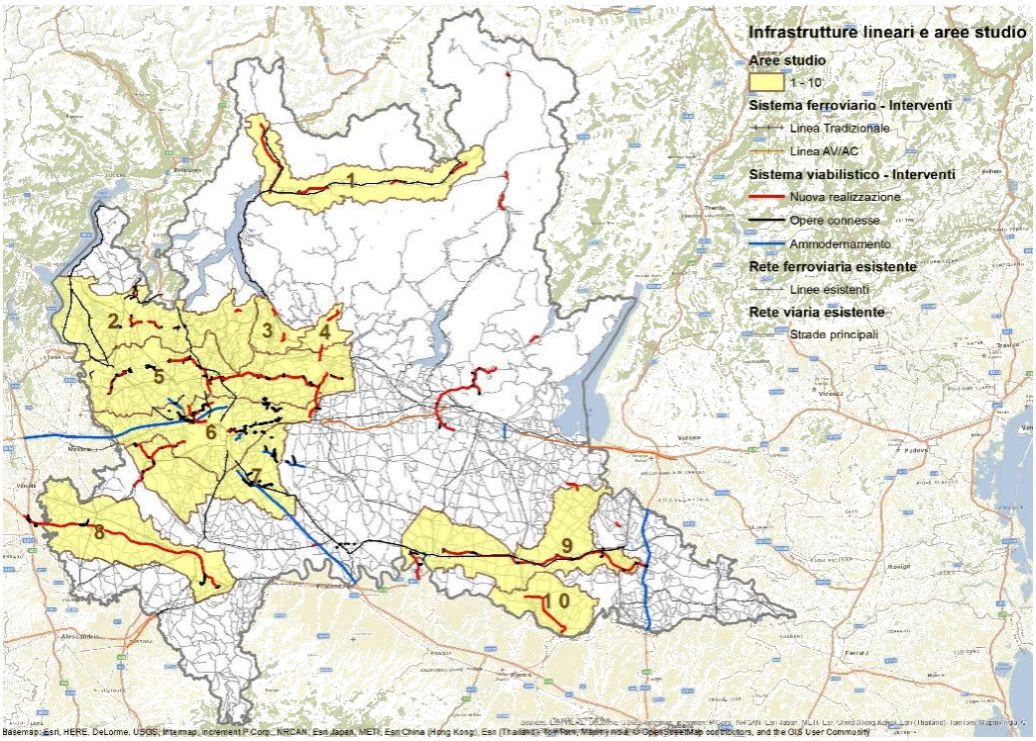


Figura 224 - Infrastrutture lineari previste dal PRMT sovrapposte alle fasce paesistico ambientali.

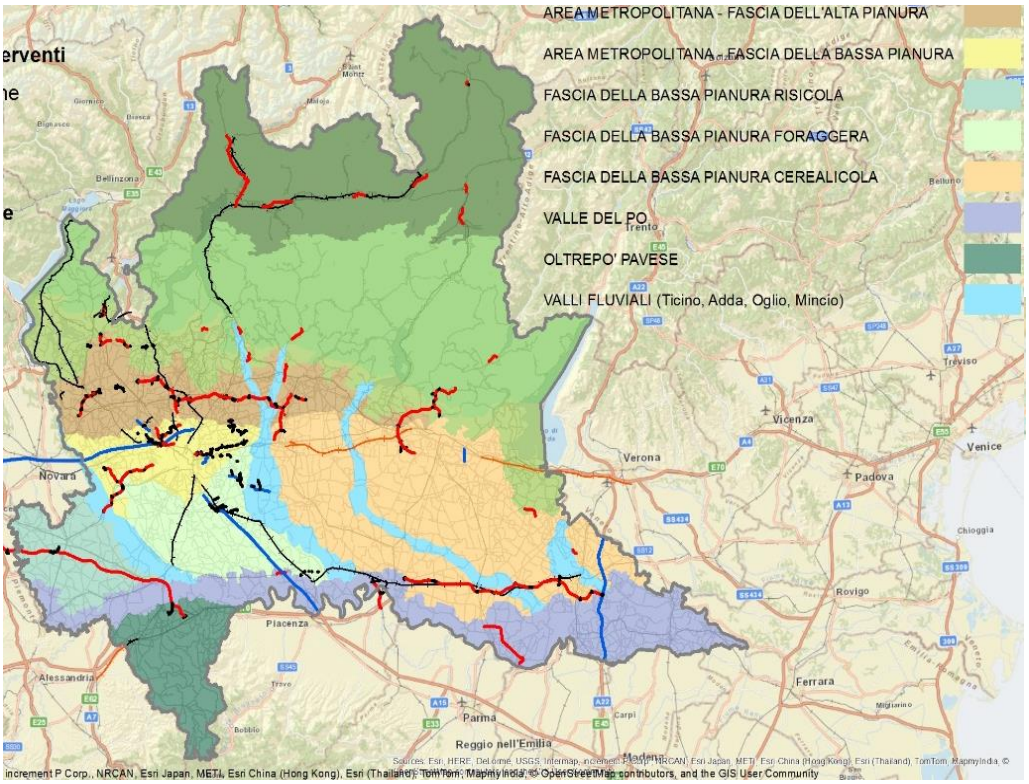


Figura 225 - Infrastrutture lineari previste dal PRMT sovrapposte alle aree di studio.

L’analisi basata sugli indicatori consente di mettere in evidenza i principali effetti del processo di infrastrutturazione sulle componenti del sistema paesistico-ambientale, stanti le caratteristiche peculiari

delle aree studio. L'obiettivo è quello di indagare e analizzare, quantificandolo, il rapporto che sussiste tra infrastrutture (e le attività di mobilità e trasporto che esse consentono) e contesto circostante (considerando una zona variabile in rapporto alla tipologia di infrastruttura e dell'effetto indagato).
Gli indicatori elaborati sono: occupazione di suolo, interferenza con ambiti agricoli e naturali, indici di urbanizzazione diffusa, numero corsi d'acqua intercettati, interferenza con aree protette e rete ecologica regionale, interferenza con ambiti urbanizzati, interferenza con beni culturali.
In questa sede si illustrano il metodo e i risultati relativi alla frammentazione, che si ritiene possa essere di particolare interesse per l'analisi degli effetti del consumo di suolo.
La frammentazione rappresenta, secondo le Linee guida di Regione Lombardia per la valutazione degli impatti delle grandi infrastrutture sul sistema rurale[65], una delle maggiori minacce verso la componente naturale del territorio; è infatti noto che l'infrastrutturazione (viaria e ferroviaria principalmente) e l'attività di trasporto che insiste sulle infrastrutture, nuove ed esistenti, possono generare impatti sugli ecosistemi e sulla biodiversità, aumentando la vulnerabilità complessiva dei sistemi ecologici (Rapport *et al*., 1997). Tali impatti non si limitano alla superficie direttamente interessata dalle infrastrutture e dalle aree necessarie per il loro funzionamento, bensì ricadono su areali più estesi e complessi, i cui confini nella maggior parte dei casi non sono definibili a priori (ISPRA, 2011). È evidente che si tratta di fenomeni complessi in cui si sovrappongono peraltro gli effetti generati da diversi elementi (tessuto urbano, strade, linee ferroviarie, altre infrastrutture, …).
Per procedere ad una stima a vasta scala del grado di frammentazione dei territori regionali, si è scelto di adottare come indicatore proxy l'*Indice di Frammentazione da Infrastrutture* - IFI - (ISPRA, 2011). L'indicatore è definito come rapporto tra la somma delle lunghezze delle infrastrutture lineari (strade e ferrovie), pesate con un coefficiente di occlusione ecosistemica funzione della tipologia di infrastruttura, e l'estensione dell'area in esame. Si tratta quindi di una densità infrastrutturale (espressa in km di infrastrutture per km2 di superficie su cui tali infrastrutture insistono) che tiene conto del peso delle diverse tipologie di infrastruttura in termini di interruzione fisica degli habitat e/o di potenziale disturbo sugli ecosistemi. I coefficienti di occlusione adottati (normalizzati a 1) sono quelli indicati in letteratura (ISPRA, 2011) e applicati al caso in esame secondo quanto indicato in Tabella 26.
L'indicatore di frammentazione infrastrutturale degli spazi aperti è calcolato come rapporto tra la lunghezza delle infrastrutture il cui tracciato interessa superfici non antropizzate e l'estensione di tali superfici (in riferimento alle fasce paesistico ambientali e alle aree di studio), considerando diversi scenari di sviluppo infrastrutturale.
La superficie degli spazi aperti (non antropizzata) è stata stimata a partire dai dati DUSAF 2012[66].
L'indicatore è un proxy del fenomeno di frammentazione delle aree agricole e naturali e rappresenta la densità di infrastrutture viarie e ferroviarie che attraversano e frammentano aree che risultano non antropizzate.

Tabella 26 - Coefficienti di occlusione adottati per il calcolo dell'indice di frammentazione da infrastrutture

Coeff. occlusione	Tipologia infrastruttura	Tipologia infrastruttura nel grafo regionale
1	autostrade, tangenziali, ferrovie	autostrade, svincoli a pagamento, tangenziali, ferrovie
0,7	statali e regionali	statali principali e secondarie, svincoli, superstrade, attraversamento urbano di statali
0,5	strade provinciali	provinciali principali e secondarie
0,3	comunali	comunali principali e secondarie, archi stradali presenti nel grafo stradale 2014 ma non ricompresi nella simulazione modellistica per la stima dei flussi di traffico

Come valore di riferimento per l'individuazione delle situazioni maggiormente compromesse o comunque a maggior vulnerabilità, è stato adottato il valore 0,6 km/km^2, che è indicato in letteratura

[65] d.g.r. 20 dicembre 2006, n. 3838
[66] DUSAF (Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e forestali) è uno strumento (omogeneo su tutto il territorio regionale) per l'analisi e il monitoraggio dell'uso del suolo. Si tratta di una banca dati geografica costruita integrando la fotointerpretazione di immagini aeree con informazioni derivanti dalle numerose banche dati e progetti territoriali sviluppati dal sistema regionale (dati ancillari).

(ISPRA, 2008) come soglia oltre la quale si verifica la diminuzione significativa di molte specie con andamenti non proporzionali alla riduzione di habitat.
Il confronto con tale valore di riferimento, teorico, supporta l'individuazione di situazioni per le quali, qualora vengano interessate da previsioni di nuove infrastrutturazioni, sono opportuni approfondimenti specifici in sede di VIA anche a scala vasta.
Relativamente alle *fasce paesistico ambientali*, i risultati (Tabella 27) evidenziano situazioni che necessitano di particolare attenzione nell'area metropolitana (sia nella bassa pianura in cui le infrastrutture lineari previste nel PRMT comportano il raggiungimento di valori di picco superiori ai 2,2 km/km^2, sia nell'alta pianura in cui si registra un incremento nel medio periodo superiore agli 0,08 km per km^2), nella bassa pianura cerealicola e in quella foraggera, nella fascia collinare e nell'Oltrepò pavese e nella fascia fluviale dell'Adda.

Tabella 27 - Indicatore di frammentazione degli spazi aperti per le fasce paesistico ambientali.In rosso i valori superiori alla soglia (0,6 km/km^2)

Fascia paesistico ambientale	IFI [km infra/km^2 sup non antropizzata]		
	contesto	breve periodo	medio periodo
Fascia alpina	0,17	0,18	0,18
Area metropolitana - fascia dell'alta pianura	1,08	1,11	1,16
Fascia della bassa pianura cerealicola	0,66	0,68	0,71
Area metropolitana - fascia della bassa pianura	2,19	2,21	2,23
Fascia della bassa pianura foraggera	0,82	0,83	0,83
Fascia della bassa pianura risicola	0,59	0,59	0,66
Fascia collinare	0,63	0,63	0,64
Oltrepò Pavese	0,71	0,71	0,73
Fascia prealpina	0,26	0,26	0,26
Valle fluviale (Adda)	0,58	0,59	0,61
Valle fluviale (Mincio)	0,50	0,50	0,50
Valle fluviale (Oglio)	0,49	0,50	0,51
Valle fluviale (Po)	0,53	0,54	0,55
Valle fluviale (Ticino)	0,49	0,49	0,49

In Tabella 28 vengono invece mostrati i risultati dell'indicatore di frammentazione degli spazi aperti calcolato in rapporto alle dieci *aree studio* rappresentate in Figura 225. Gli scenari analizzati restituiscono una situazione attuale di alta frammentazione in tutte le aree studio, tranne le n. 1, 4 e 10; l'indicatore mostra incrementi significativi in aree in cui la frammentazione è già alta nello stato di fatto (e superiore alla soglia), ovvero nelle aree 6 e 5 (in cui il valore dell'indicatore mostra una variazione positiva superiore a 0,1 km per km^2 di superficie non antropizzata). Si nota inoltre che le previsioni del PRMT comportano, nel medio periodo, il superamento della soglia nell'area studio 8.
Nell'ambito dello studio interdisciplinare di supporto alle scelte del programma, l'indicatore è stato inoltre calcolato su base comunale per il confronto tra la situazione di partenza (2014), le evoluzioni previste al 2015 e al 2017 (breve periodo) e quattro diversi scenari al 2020 (orizzonte di medio periodo, che consente l'attuazione delle scelte strategiche indicate dal Programma). Benché l'analisi sia vincolata ai confini amministrativi e non sia riferita ad una zonizzazione più aderente all'andamento delle caratteristiche del territorio, appare di interesse ai fini comparativi. I quattro scenari sono dati dalla combinazione di due differenti livelli di infrastrutturazione stradale e di due differenti livelli di servizio del trasporto collettivo (accompagnati dagli interventi di infrastrutturazione ferroviaria ad essi correlati):

- "una coppia di livelli "minimi" (cautelativi), che corrispondono a minori risorse pubbliche e private (livello "A" per le infrastrutture stradali e livello "1" per i servizi). Si considerano le infrastrutture stradali ragionevolmente prevedibili per tempistica/finanziamenti nonché quelle

ferroviarie che Regione Lombardia ritiene essenziali in un quadro minimo di sviluppo dei servizi, utile a supportare la crescita della domanda di trasporto collettivo;

- una coppia di livelli in cui si ipotizza che le risorse pubbliche e private a disposizione consentano la realizzazione delle opere funzionali allo sviluppo dei trasporti regionali (livello "B" per le infrastrutture stradali e livello "2" per i servizi). Si considerano più infrastrutture (stradali e ferroviarie) rispetto ai livelli precedenti (con minori vincoli di tipo economico/finanziario) e un quadro di sviluppo dei servizi in grado di sostenere una più significativa crescita della domanda di trasporto collettivo."

Tabella 28 - Indicatore di frammentazione degli spazi aperti per le aree di studio. In rosso i valori superiori alla soglia (0,6 km/km^2)

Area di studio		IFI [km infra/km2 sup non antropizzata]		
		contesto	breve periodo	medio periodo
1	ambiti di fondovalle e versanti fino alla quota 2000 della Val Chiavenna e della bassa e media Valtellina	0,36	0,38	0,39
2	colline moreniche e pianura dell'area varesina, comasca e briantea	0,58	0,58	0,59
3	colline e i primi rilievi prealpini lecchesi	0,57	0,58	0,59
4	colline e i primi rilievi prealpini bergamaschi	0,27	0,29	0,29
5	alta pianura asciutta milanese dalla valle fluviale del Ticino all'Adda	0,93	0,97	1,04
6	gran parte della città metropolitana, parte della pianura irrigua milanese, della valle dell'Adda e della pianura bergamasca	1,82	1,86	1,88
7	bassa pianura a cavallo delle province di Milano, Pavia e Lodi	0,80	0,80	0,81
8	parte della Lomellina, confluenza del Ticino nel fiume Po e zona di pianura ai piedi dell'Appennino pavese	0,52	0,52	0,60
9	pianura meridionale delle province di Cremona, Brescia e Mantova, inclusa parte delle valli fluviali del Po e dell'Oglio	0,47	0,48	0,57
10	ambito fluviale del Po tra le province di Cremona e Mantova territori contermini	0,37	0,40	0,40

Facendo riferimento sommariamente al numero di comuni, gli scenari 2020 comportano il superamento della soglia, rispetto alla situazione 2014, per un numero di comuni variabile da 46 per lo scenario 2020A1 a 67 per lo scenario 2020B2 (Figura 226), con impatti aggiuntivi in particolare nella bassa pianura risicola e nella bassa pianura cerealicola legati soprattutto alla realizzazione delle nuove autostrade regionali.

Il calcolo dell'IFI ha contribuito, come detto sopra, ad una più ampia analisi interdisciplinare, che ha compreso sia aspetti trasportistico-territoriali, che aspetti paesistico-ambientali, che aspetti economici. L'analisi trasportistico-territoriale ha mostrato che dalle politiche che privilegiano maggiori investimenti sul trasporto pubblico (scenari A2 e B2) derivano significativi effetti positivi sul riequilibrio dei flussi di traffico sulla rete regionale. Tra di essi, l'analisi paesistico-ambientale ha messo in evidenza i minori impatti associati allo scenario A2, che prevede meno realizzazioni infrastrutturali. Inoltre, lo scenario A2 rappresenta tra tutte le configurazioni considerate quella in grado di garantire (al netto dell'effetto correlato ai mezzi commerciali e dei mezzi pesanti, non considerato nella simulazione) i maggiori benefici ambientali in termini di riduzioni delle emissioni inquinanti e climalteranti, evitando al contempo di comportare un ulteriore incremento di offerta stradale, che rischia, nel lungo periodo, di attirare nuova domanda di trasporto su gomma.

In base a questi risultati il rapporto ambientale ha raccomandato di adottare un approccio cautelativo nel confermare gli interventi di nuova infrastrutturazione e di evitare sovradimensionamenti, ricordando che essi comportano impatti ambientali sostanzialmente irreversibili (in termini, ad esempio, di consumo di suolo e di frammentazione di habitat ed ecosistemi) e, nel caso degli interventi stradali, non favoriscono

il riequilibrio modale verso forme di mobilità più efficienti e meno emissive, sia per le persone sia per le merci.
La significatività degli impatti sulla frammentazione è stata assunta dal programma introducendo l'indice IFI nel set di soli 16 indicatori sintetici del *sistema di monitoraggio integrato* PRMT-VAS, che ricomprendono indicatori relativi alla dimensione mobilità e trasporti, alla sostenibilità economico-finanziaria e alla dimensione ambientale. Per l'indice IFI è stato adottato il target "Limitare il più possibile gli incrementi dell'indice eventualmente anche prevedendo compensazioni (con particolare attenzione ai casi di superamento del valore di 0,6 km/km^2)".

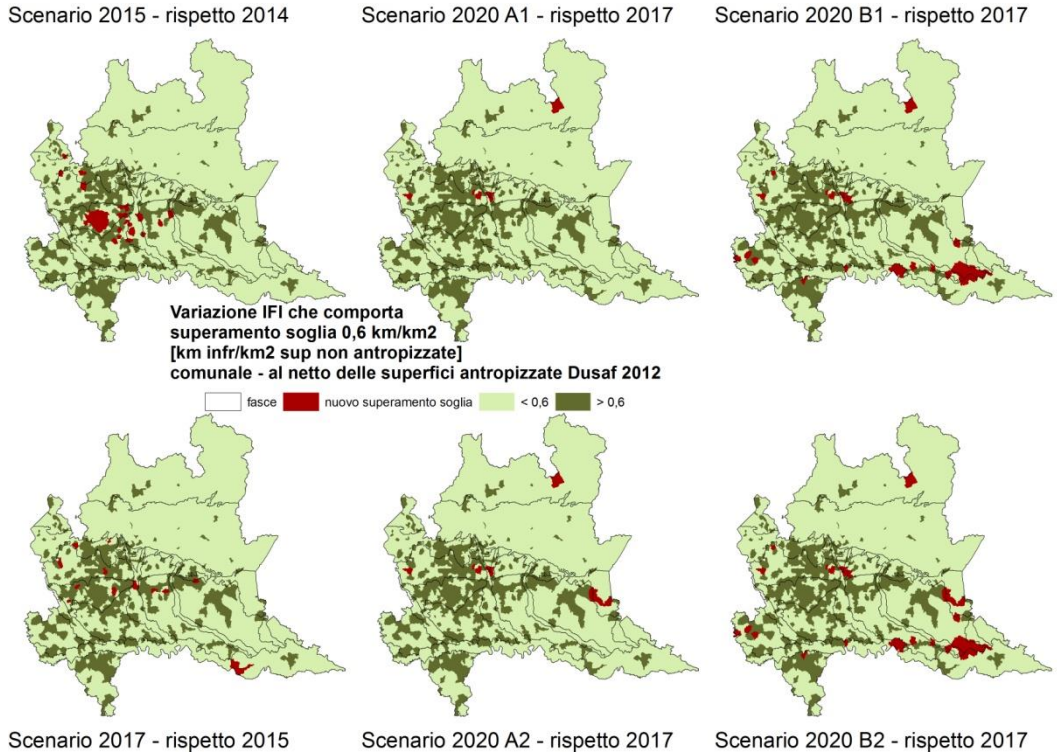


Figura 226 - Superamenti della soglia critica IFI aree non antropizzate associate ad ogni scenario

Forman, R.T.T. et al. (2002), Road Ecology: Science and Solution, Island Press, Washington, Covelo, London
ISPRA (2008), Tutela della connettività ecologica del territorio e infrastrutture lineari, Rapporti 87/2008
ISPRA (2011), Frammentazione del territorio da infrastrutture lineari. Indirizzi e buone pratiche per la prevenzione e la mitigazione degli impatti, Manuali e Linee Guida 76.1 /2011
Regione Lombardia (2016), Programma Regionale Mobilità e Trasporti (comprensivo di Rapporto Ambientale), approvato con d.c.r. 1245 del 20/9/2016
Rapport, D.J., Whitford, W., Hilden, M. (1997), Common Patterns of Ecosystems Breakdown under Stress, in Monitoring Ecological Conditions at regional scales, Sandhu, Jackson, Austin, Hyland, Melzian, Summers, eds., Kluwer Academic Publishers, Boston

12. Dalle analisi del consumo di suolo la prefigurazione di una diversa pianificazione

Alessandro Calzavara (ASSURB – Associazione Nazionale degli Urbanisti e dei Pianificatori Territoriali e Ambientali)

Si potrebbe iniziare con una provocazione: abbiamo proprio bisogno di una legge sul consumo di suolo? Credo che, alla luce dei risultati visti (Regione Lombardia) o che vedremo (Regione Veneto, solo per citare degli esempi relativi a "grandi consumatori"), la risposta non possa essere che negativa (giudizio espandibile anche per quanto riguarda la nascente – o abortita? – legislazione nazionale). Ormai le dinamiche di formazione normativa hanno (e non solo nel campo urbanistico) ben poco a che fare con le dinamiche dei problemi e con la loro soluzione, ma sono di fatto momenti autoreferenziali di ipostatizzazione di "deboli" ideologie (per lo più mediatiche), che confondono acque ed idee (anche in funzione di "forti" *a-ideologie*, mi si passi l'espressione). Questo breve intervento cercherà di

argomentare tale tesi (naturalmente estremizzata, per chiarezza espositiva), senza far ricorso a continui riferimenti ad un apparato statistico (per chiarezza argomentativa posti in nota), sottendendo un continuo richiamo a quello (ricchissimo) prodotto dai Rapporti ISPRA (una delle poche sedi di dibattito "attivo", e, quindi, di produzione culturale sul tema).
Di questi dati abbiamo bisogno (*conoscere per deliberare*) per generare politiche (nel senso pieno del termine) ed offrire strumenti per intervenire, in un feedback virtuoso di cui non vi è gran traccia, causa della scarsa efficienza / produttività, diventata insostenibile (e forma stessa del conservatorismo nel sistema della pianificazione). Gli "apparati" normativi sul consumo di suolo[67] hanno generalmente in comune alcune caratteristiche:

1. propongono una terminologia non compatibile non solo all'interno del contesto italiano ma anche a livello comunitario ed internazionale in genere, creando un "idioletto" che ingenera confusione (artatamente?) ed incompatibilità: a terminologia confusa corrisponde confusione di idee ed obiettivi, cosa che si rileva anche con la fantasiosa ri-nominazione di strumenti già esistenti (come, ad esempio, il vecchio *piano di recupero*, che prende multiformi denominazioni, quasi nella speranza che il cambio del nome comporti il superamento dei problemi che non hanno permesso un suo – necessario – diffuso utilizzo);
2. una applicazione "differita", che di fatto legittima il consumo programmato (perpetrando una forma di "consolidato amministrativo"), frutto della mancata definizione di una strategia nei confronti dei cosiddetti "diritti acquisiti", e senza affrontare una strutturale revisione dello ius edificandi (a cui peraltro nessuno intende mettere mano);
3. una serie di deroghe alla limitazione della trasformazione (opere pubbliche, attività produttive, attività commerciali, cave e chi più ne ha più ne metta), che peraltro vanno a beneficiare (come rilevato dalle ricerche Ispra, ma anche dall'ISTAT[68]) proprio i maggiori consumatori di suolo[69]; va inoltre valutata la presenza di ulteriori deroghe date grazie al ricorso a particolari procedure nazionali e regionali, che non solo complica l'azione di contabilizzazione, ma conferma la tendenza in atto all'"accentramento" concessorio ed all'aumento dell'uso della discrezionalità (che spesso può sfociare nell'arbitrarietà);
4. vantaggi economici al riuso / recupero etc., che si vanno ad aggiungere ad un coacervo di incoerenti incentivazioni, che a loro volta si innesta su un complesso ed instabile sistema di tassazione: anche in questo caso servirebbe un'azione di riordino complessivo della fiscalità territoriale ed edificatoria (anche questo tema tabù, sia culturale che lessicale).

Ma il problema più grave è che tali leggi affrontano il consumo di suolo solo da un punto di vista quantitativo e solo limitatamente all'aspetto edilizio (nel senso lato del termine), senza tenere in benché minima considerazione la complessità dei problemi ad esso connessi, retaggio di un approccio architettonico / paesaggistico privo di qualsiasi modernità ed efficacia, assolutamente anacronistico se non addirittura fuorviante. Si tratta di atteggiamenti ipostatizzati dalla l. 1150/42, di limitazione del campo della pianificazione (comma 1, art. 1: *L'assetto e l'incremento edilizio dei centri abitati e lo sviluppo urbanistico in genere nel territorio del Regno sono disciplinati dalla presente legge*), e di (falso) osteggiamento della "città" in favore della "campagna" (comma 2, art. 1: *Il Ministero dei lavori pubblici vigila sull'attività anche allo scopo di assicurare, nel rinnovamento ed ampliamento edilizio delle città, il rispetto dei caratteri tradizionali, di favorire il disurbanamento e di frenare la tendenza all'urbanesimo*).
Come si vede, si tratta di antichi fattori "auto-limitanti" che non permettono di gestire una articolata azione nei confronti del problema, agendo essenzialmente attraverso un processo riduzionistico che decomplessifica il problema, banalizzandolo[70]. L'approccio innovativo proposto nei Rapporti Ispra sta nel sottolineare l'importanza di valutare il suolo nella sua complessità, riassunta nel concetto di suolo come fornitore di servizi ecosistemici. Ma questo approccio, nel considerare l'"impermeabilizzato" come consumo, cozza in modo significativo con una certa agricoltura (che peraltro si pone come predominante, non solo da un punto di vista spaziale), che di fatto non "impermeabilizza=consuma" ma

[67] M. Di Leginio, F. Assennato, I. Marinosci, A. Raudner, M. Munafò. Premessa. ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, Rapporto 266 (2017) 1-6.
[68] ISTAT, Le problematiche connesse al consumo del suolo, Audizione del Presidente dell'Istituto nazionale di statistica Enrico Giovannini alla Commissione XIII "Territorio, Ambiente e Beni ambientali" del Senato della Repubblica, Roma, 18 gennaio 2012.
[69] I. Marinosci, L. Congedo, P. De Fioravante, M. Di Leginio, C. Giuliani, S. Pranzo, A. Salmeri, M. Soraci, A. Strollo, A. Raudner, M. Munafò (2017). Stima del consumo di suolo. ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, Rapporto 266 (2017) 7-17.
[70] Istat (2017) affronta in modo articolato la complessità di una de-finizione della città e di ciò che "non è città".

"distrugge" il suolo, i suoi cicli biogeochimici, i cicli idrologici e la biodiversità, tanto da porla come una delle attività più impattanti sull'ambiente e sul suolo (oltre che sulla salute umana)[71]. E questo non solo considerando indicatori quali l'uso di pesticidi, fertilizzanti, diserbanti ed assimilabili, ma anche in termini degli attuali indicatori strategici per la valutazione della sostenibilità, quali PM10 e CO2. Su questo il mainstream del dibattito sul consumo di suolo tace (non l'"underground" culturale), così come su altri fattori (non secondari, come appariva più chiaramente nei precedenti Rapporti ISPRA) quali erosione, salinizzazione, desertificazione, abbandono etc.. In questo campo le politiche messe in campo sono poche, frammentarie e sporadiche, come d'altro canto le risorse, mentre dovrebbero essere molte, sistematiche e costanti, quali sono i caratteri della risorsa suolo (Ecologic Insitute 2017 e 2018).
Per ognuno di questi fattori erosivi del "patrimonio suolo" appare necessaria l'attivazione di specifiche azioni, coordinate da una coerente pianificazione / programmazione, al fine di raggiungere un elevato livello di efficacia / efficienza, importante per sfruttare le opportune sinergie (fondamentale soprattutto in periodi di scarsità di risorse). L'avanzata del bosco denuncia una mancata gestione dello stesso (con i relativi rischi e diseconomie); l'abbandono dei campi comporta una riduzione del presidio territoriale (e richiede complesse manovre multisettoriali per contrastare la desertificazione sociale e produttiva di certe aree); i cambiamenti climatici (causa / effetto di fenomeni come la desertificazione) richiedono un ripensamento del come "abitare" determinati contesti. Ad ognuna delle rilevanti problematiche deve essere opposta una azione, ma siccome il suolo è "unico", tali azioni devono essere coordinate: abbiamo bisogno di una "pianificazione" che generi un "piano". Ma non un nuovo "piano", contrapposto o stratificato rispetto alla miriade di altri piani già esistenti, molto spesso mere risposte ad adempimenti burocratici. Qui si tratta di "reinventare" (o, meglio, *re-invenire*) la pianificazione territoriale (ed i suoi strumenti), riportandola ad un significato e funzionalità diversi dal semplice controllo della rendita fondiaria. In questo (una volta tanto) aiuta la nostra "confusione" linguistica dell'interscambiabilità dei termini, non chiaramente connotati come negli inglesi "land" e "soil", per cui la gestione della risorsa suolo coincide (finalmente) non solo con la destinazione, ma anche con la gestione dell'uso. Un "piano di piani", strategico, quadro di riferimento di *tutte* le politiche, perché il suolo è supporto fisico / funzionale di tutte le attività umane (e non).
Il problema fondamentale riguarda il riconoscimento del suolo come "bene comune", che, da un punto di vista normativo, significa incidere sul regime giuridico dei suoli, sulla fiscalità degli stessi, sul regime della proprietà immobiliare: tutte tematiche su cui da mezzo secolo non sono stati fatti significativi passi avanti e che mineranno qualsiasi tentativo di contenimento (Gasparri, 2016). Inoltre, ancora una volta il problema viene affrontato dal punto di vista della mera trasformazione dei suoli, ovvero essenzialmente dal punto di vista edilizio / infrastrutturale, mentre un passo in avanti fondamentale va verso la direzione del controllo del consumo di suolo anche in termini qualitativi e, soprattutto, opponendo strategicamente uso ad uso, attraverso un complesso di politiche coordinate che permetta una valorizzazione delle risorse territoriali, cosa peraltro richiesta a livello comunitario. In questo senso (ritornando alla domanda posta inizialmente), seppur non abbiamo bisogno di una legge sul consumo di suolo (nei termini in cui è stata affrontata), abbiamo estremamente bisogno di una legge sulla qualità del suolo, che esca dalla ragnatela delle competenze e, trasversalmente, finalmente sia in grado di produrre strumenti innovativi per agire in modo innovativo (e non riciclando strumenti spuntati). E si tratta di strumenti valutativi degli usi e delle azioni[72], sulla scorta delle esperienze di VAS, VIA e VINCA (naturalmente evitandone le italiche distorsioni). Tutte le azioni fin qui ipotizzate determinano solo quantità limite ("tetti"), prescindendo da un processo valutativo della trasformazione (che richiede di entrare nel merito della stessa, della sua sostenibilità complessivamente intesa) e delle sue attività ristorative del "danno territoriale pregresso", presupposto di ogni trasformazione (*pro-gettare* solo ciò che genera un beneficio netto) in un territorio che presenta gravi condizioni di dissesto (eco-account). Si ribadisce ancora una volta la necessità di ipotizzare politiche attive (peraltro già prefigurate) e non semplici politiche vincolistiche (che poca fortuna hanno avuto nel nostro paese): in questo senso va ripensato il concetto di pianificazione e di piano, che molto di edilizio e poco di territoriale hanno finora avuto e ciò può essere fatto sia con una grande azione riformatrice (improbabile) o attivando di coordinamento e cooperazione intersettoriale

[71] Si vedano, in tal senso, i dati della (purtroppo ritirata) Strategia COM(2006) 231.
[72] P. Pileri. Persistente e inefficiente: così è il consumo di suolo nel Paese. ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, Rapporto 266 (2017) 160-161.

molto forte (azione *Politica* già possibile ora, senza particolari stravolgimenti, resa più facile dall'attuale quadro di crisi settoriale edilizia)[73].
Anche una analisi sui "contenitori" comporta una necessaria riflessione, che andrebbe ulteriormente necessariamente approfondita, per non cadere nella retorica del "riuso" tout court. Da molte parti si lamenta la discrepanza tra numero di abitazioni e famiglie, poco tenendo in considerazione che questo non giustifica tanto il non costruire più, ma la necessità di diversificare le politiche. Politiche per le seconde case (contrastando e rivisitando forme di turismo insostenibili), ma anche politiche per le *aree interne* (progressivamente condannate ad un destino di deserto socioeconomico e di abbandono, delle case, ma anche dei territori): insomma politiche per le case senza famiglie. Ma soprattutto va abbandonata definitivamente la vecchia filiera della rendita, che (con il supporto della pianificazione) ha creato capannoni senza aziende ed aziende senza capannoni, case senza famiglie e famiglie senza case, terreni senza aziende agricole ed aziende agricole senza terreni (con uno spreco di suolo e di risorse socioeconomiche incommensurabile).
Ed è soprattutto l'approccio burocratico autorizzatorio (generato / generante la rendita), connesso alla frammentazione della proprietà fondiaria ed immobiliare (propugnato non per motivi ideologici, ma per creare un ciclo breve della finanziarizzazione della rendita) ed associato ad una visione meramente edilizia della pianificazione (proditoriamente frammentando e disarticolando politiche che per loro natura hanno bisogno di una fortissima interrelazione) che ha portato ad un giudizio di inefficacia di strumenti (trasposizione di parole d'ordine continuamente mutevoli, ma prive di qualsiasi appeal, se non culturale).
Alla luce di esclusioni (pesanti) e definizioni (non supportate), valutate le analisi puntuali del presente Rapporto, ci si pone la domanda su che senso abbia perdere tempo "politico" sulla fissazione di (comunque altissimi) tetti al consumo di suolo, quando invece serve un coordinamento di obiettivi, azioni e strumenti per agire su quello che comunque è un bene (comune) unitario che richiede una strategia globale (tra le altre considerabile come uno dei pochi motori dello sviluppo e economico futuro, capace come nessuno di mobilitare intelligenze, tecnologie e risorse). Non si tratta solo di "quanto" suolo viene consumato (e "come"), ma anche di "dove", perché il suolo non è "indifferente", e non è vero che un metro quadrato "vale" come un altro metro quadrato[74]. E i dati ci dicono che ancora è alta la tensione in particolari aree: come è possibile che dopo anni di "attenzione" normativa su fasce fluviali e coste la pressione della trasformazione sia ancora qui così elevata? Ed in questo caso siamo generalmente in presenza di un triplice ordine di problemi. Innanzitutto, emerge l'attacco alla rete ecologica, di cui questi elementi geo-spaziali (ma gli intaccamenti riguardano anche la montagna, le aree protette etc.) rappresentano componenti fondamentali, una "rete" la cui "ri-costituzione" appare ancora ben lungi da avere una "forma funzione" compiuta. In secondo luogo, va valutata l'applicazione del concetto di "sicurezza territoriale": tali trasformazioni contrastano con la messa in sicurezza del territorio, aumentando il rischio per le popolazioni (ma si continua, come si vede, a costruire non solo in aree a rischio idraulico, ma anche ad elevato rischio sismico, geologico etc.). Infine, ben sappiamo quanto questi ambiti siano importanti per la cosiddetta "resilienza": può veramente essere affrontata la sfida dell'adattamento ai cambiamenti climatici mettendo in gioco le principali "infrastrutture naturali" che abbiamo a disposizione? Probabilmente no, soprattutto se tali condizioni vengono declinate assieme alla generalizzazione di parole d'ordine quali "densificazione", la cui applicazione (con la riduzione dei "vuoti" urbani e l'aumento della pressione in aree già densamente trasformate) intensifica gli effetti dei citati cambiamenti (a meno di costosissima, ulteriore infrastrutturazione)[75].
Due considerazioni in tal senso. L'azione normativa è inefficace senza meccanismi di retroazione, che prevedano un costante monitoraggio e ricalibrazione delle azioni in funzione degli obiettivi perseguiti (RER, 2015). È (forse) un concetto diverso di "legge", che non prevede (se non marginalmente) vincoli e sanzioni, ma sistemi proattivi e valutativi (come visto). La seconda riflessione riguarda le "parole d'ordine" messe in campo dalla cultura del territorio e dai suoi soggetti: ciclicamente, la pianificazione si è nutrita di parole d'ordine, generalmente ben argomentate, ma prive di una fattuale efficacia (o

[73] S. Ombuen. Consumo di suolo, modello insediativo e mobilità nel Lazio. ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, Rapporto 266 (2017) 175-176.
[74] L. Congedo, P. De Fioravante, M. Di Leginio, C. Iadanza, I. Marinosci, S. Pranzo, A. Salmeri, M. Soraci, A. Strollo, A. Raudner, A. Trigila, M. Munafò. La distribuzione territoriale del consumo di suolo. ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, Rapporto 266 (2017) 17-24.
[75] L. De Biasio Calimani. Densificazione e rigenerazione ecologica. ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, Rapporto 266 (2017) 167-168.

addirittura rischiose, come nel caso di possibile attivazione di dinamiche di gentrificazione nella "rigenerazione urbana"[76], solo per portare un esempio), perché non direttamente connesse a politiche e non inquadrate in un sistema strategico capace di creare un univoco approccio/indirizzo. Ma soprattutto va chiarito che ogni "luogo" è differente, per cui è impossibile (e fuorviante) una generalizzazione delle valutazioni e dei rimedi (in altre parole, solo un approccio "boots on the ground" può essere efficace). Al di fuori di un complesso approccio culturale e di una rigorosa valutazione locale, anche il "consumo di suolo" (tout court e non nella complessa visione della Strategia COM(2006) 231), da sacrosanta battaglia corre il rischio, come molte altre, di lasciare presto il campo a nuovi slogan.
In conclusione: in attesa di una (improbabile) palingenesi globale, che affronti in modo radicale il problema della "*gestione qualitativa del suolo*", ed in mancanza degli strumenti innovativi invocati è possibile fare qualcosa? In questo caso la risposta è sì. È ora che il "buon tecnico" affianchi una gestione territorialmente miope e confusa (scindendo le diverse responsabilità), riempendola per epicrasi di contenuti e sensibilità che non si limitino solo a ingentilire "piani di carta conformi". La sua azione deve trovare uno spazio diverso, più connesso (partecipativo? mediativo? attivante?) con le realtà socioculturali locali, al fine di ri-costruire rapporti significativi (e sostenibili) con e nel territorio. Il dibattito sul consumo di suolo, in questo senso, appare un privilegiato "luogo" unificante per coraggiosamente riusare, rinnovare, riciclare la strumentazione esistente, alla luce del "*conoscere per deliberare*".

Ecologic Institute (2018), Implementing SDG target 15.3 on "Land Degradation Neutrality", Berlin, 2017.
Ecologic Institute (2017), Updated Inventory and Assessment of Soil Protection Policy Instruments in EU Member States, Berlin, 2017.
Gasparri W. (2016), Suolo bene comune? Contenimento del consumo di suolo e funzione sociale della proprietà privata. Diritto pubblico, n.1/2016, p. 69-190.
Guzzi F.F. (2016), Il contenimento del consumo di suolo alla luce della recente legislazione nazionale e regionale. Rivista giuridica di urbanistica, fasc. 4/2016, pagg. 25-55.
ISPRA (2017), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2017, Rapporto 266/2017.
ISTAT (2012), Le problematiche connesse al consumo del suolo, Audizione del Presidente dell'Istituto nazionale di statistica Enrico Giovannini alla Commissione XIII "Territorio, Ambiente e Beni ambientali" del Senato della Repubblica, Roma, 18 gennaio 2012.
ISTAT (2017), Forme, livelli e dinamiche dell'urbanizzazione in Italia, Roma, 2017.
RER (2015) Regione Emilia-Romagna, Consumo di suolo e pianificazione. Conoscere per decidere. Report dal territorio#01, 2015.

13. Lo stop al consumo del suolo e i David di Donatello

Vezio De Lucia (urbanista)

Ancora un contributo sulla necessità di bloccare subito il consumo del suolo, con una conclusione forse esagerata, che spero però aiuti a sviluppare al meglio la discussione. Comincio come sempre dal Comune di Napoli, dove non c'è consumo di suolo. I 6,5 ettari rilevati dall'ISPRA nel 2017 riguardano in prevalenza interventi all'interno del territorio urbanizzato. La situazione è più o meno la stessa da circa tre lustri, dall'approvazione del piano regolatore nel 2004, anzi dalla sua adozione nel 2001: *nello spazio aperto non sono consentite trasformazioni di rilevanza urbanistica*. Gli 11.730 ettari del territorio comunale sono infatti sottoposti a una disciplina che può essere schematizzata come segue:

- centro storico (la città alla fine della seconda guerra mondiale) 2.100 ha, 18%
- resto del territorio urbanizzato 4.840 ha, 41%
- spazio aperto (zona agricola e verde urbano e territoriale) 4.765 ha, 41%.

Nell'insieme, il territorio urbanizzato copre il 59% circa della superficie totale. La differenza con i dati dell'ISPRA dipende dal fatto che l'istituto considera i suoli dal punto di vista delle condizioni fisiche (naturali o impermeabilizzati), e non della destinazione urbanistica (trasformabili o non trasformabili).
A Napoli, con l'azzeramento del consumo del suolo, la vita continua come prima, anzi meglio di prima, è stata fermata l'espansione edilizia, non l'attività edilizia che continua con ritmi soddisfacenti nell'ambito dell'urbanizzato (recupero, restauro, riconversione, riqualificazione, rigenerazione). Né si può dire che il forzato blocco dell'espansione nel capoluogo abbia determinato il trasferimento

[76] L. De Biasio Calimani. Densificazione e rigenerazione ecologica. ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, Rapporto 266 (2017) 167-168.

dell'attività edilizia nell'hinterland. Relativamente alla Città metropolitana di Napoli l'ISPRA ha rilevato nel 2017 un consumo di 75 ettari (su suoli urbanizzati e non urbanizzati) che, riferiti a una realtà di oltre tre milioni di abitanti, non sono uno sproposito.
Se questo è lo stato delle cose a Napoli, che cosa impedisce di operare allo stesso modo nel resto d'Italia? Perché si continua a proporre l'inefficace legge approvata alla Camera nella primavera del 2016 e rimasta impantanata al Senato nella scorsa legislatura, legge volta a un progressivo illusorio contenimento del consumo del suolo e al suo improbabile azzeramento nel 2050? L'obiettivo della nuova legge non dev'essere il contenimento del consumo del suolo ma il suo *immediato azzeramento* (salvo casi eccezionali da risolvere con procedure altrettanto eccezionali). Mi guardo bene dal riprendere adesso gli argomenti ripetuti fino alla noia sulla necessità di far capo alla soluzione elaborata da eddyburg nel 2013 che, in forza delle norme costituzionali sulla tutela dell'ambiente, dell'ecosistema e dei beni culturali (art. 117, comma 2, lettera s) stabilisce un rapporto diretto, spedito ed efficace fra Stato e Comuni, scavalcando le Regioni.
Mi pare invece importante avviare una riflessione sul fatto che fra le conseguenze positive dello stop al consumo del suolo va certamente annoverato il consolidamento della densità abitativa, o almeno un rallentamento della sua riduzione. La densità è un argomento complesso che merita rigorosi approfondimenti, ma non sbaglio nel sostenere che Napoli, con una densità abitativa di poco inferiore a 140 abitanti/ettaro (960.000 ab/7.000 ha), sia una città compatta, dove resiste la distinzione fra città e campagna. E sono certo che questo carattere sia una garanzia per la conservazione dei valori identitari della città, del rapporto fecondo fra i luoghi e chi li vive. Nell'edizione 2018 del David di Donatello l'indiscussa protagonista è stata Napoli, quasi tutti i premi più importanti sono stati assegnati a film napoletani o girati a Napoli, ad attori o autori napoletani. È una delle conferme della vivacità culturale che attraversa la città, al centro e in periferia. Prima che un severo lettore me lo faccia osservare, so bene che altri sono i problemi, l'evasione scolastica, le "stese" dei minorenni, un'ora di attesa per prendere un autobus. Ma tutto ciò non invalida il fatto che *una più alta densità possa essere uno dei fattori che generano effetti vantaggiosi*, a cominciare dal mondo dell'arte.
Mi permetto un confronto con Roma che, al contrario di Napoli, è una città sempre più sparpagliata, con una densità insediativa di circa 56 abitanti/ettaro (2.900.000 ab/52.000 ha urbanizzati), fra la metà e 1/3 di quella napoletana e in continuo decremento. La disgregazione urbanistica – il centro storico manomesso, il favoloso Agro Romano dei secoli passati frantumato in brandelli discontinui, soprattutto abusivi – insieme alla forma spegne anche l'anima della città, e la sua capacità espressiva.

14. Scenari previsionali del consumo di suolo in Italia: la valutazione ex-ante delle politiche mediante modelli di simulazione numerica

Martellozzo Federico (Università di Firenze – Dip. di Scienze per l'Economia e l'Impresa, Amato Federico, Murgante Beniamino (Università della Basilicata, School of Engineering), K.C Clarke (University of California – Santa Barbara. UCSB Department of Geography)

Introduzione e research question
La crescita urbana - ma più in generale l'espansione del costruito e il relativo consumo di suolo - a danno di paesaggi e territori naturali e semi-naturali, è tra i fattori aventi maggior impatto sul cambiamento climatico-ambientale che affligge il pianeta (Foley et al. 2005; Rockström et al. 2009). Nondimeno, è stato osservato come le classi di copertura del suolo caratterizzate dalla presenza di vegetazione (quali ad esempio pascoli, boschi, arbusti, terre coltivate, ecc.) siano quelle che maggiormente risentono dei processi trasformativi legati all'urbanizzazione. Le osservazioni contenute in questo contributo intendono offrire uno spunto di riflessione alternativo e complementare alle classiche analisi diacroniche dei processi di urbanizzazione e di consumo del suolo, in quanto si basano su modelli analitici previsionali. In particolare, questo lavoro intende discutere come gli strumenti normativi inerenti la pianificazione territoriale in Italia non siano stati adeguatamente calibrati al fine di preservare e prevenire l'esagerato consumo di una risorsa naturale - il suolo - che infinita non è, come ampiamente dimostrato da molti altri studi in letteratura. Si noti infatti come molto spesso la lassità dell'applicazione di tali strumenti - conseguenza sovente di uno sbilanciamento volto a favorire la dimensione economica piuttosto che la conservazione del patrimonio ecologico-ambientale - abbia dato adito ad interventi pianificatori di tipo *adattivo* ex-post, piuttosto che una strategia *preventiva* ex-ante. Secondariamente,

questo lavoro vuole sottolineare l'importanza di una adeguata ri-calibrazione delle priorità degli strumenti di pianificazione e discuterne l'efficacia a scala nazionale. A tale scopo, verranno analizzati comparativamente i risultati del consumo di suolo futuribile ipotizzato da applicazioni previsionali caratterizzate da differenti scenari di policy. Il framework metodologico fonde elementi dell'analisi multicriteriale con modellizzazione ad automi cellulari (CA). Lo studio in questione, benché condotto a scala nazionale, caratterizza i due differenti scenari *policy-oriented* mediante criteri sovranazionali, nazionali e locali.. Riteniamo questo tipo di analisi - poco popolari nel panorama della pianificazione in Italia - estremamente importante per i *policy makers* perché permettono di valutare e prevedere con buona approssimazione l'effetto di indirizzi diversi di *policy* e l'influenza assunta dai vari elementi locali, regionali e sovra-regionali sul fenomeno del consumo di suolo. Conseguentemente, il dotarsi di tali strumenti in maniera sistematica permetterebbe a nostro avviso di discutere criticamente e preventivamente le potenziali ripercussioni socio-economico-ambientali derivanti dagli scenari implementati, cosi da fornire informazioni rilevanti per lo sviluppo di strategie di pianificazione resilienti e sostenibili. Uno degli effetti su cui molti studiosi dell'espansione urbana si sono concentrati, è il paradossale conflitto fra il bisogno di nuovo suolo da destinare a uso urbano e il bisogno del medesimo per la coltivazione di più cibo (o risorse in generale) per il sostentamento di una popolazione crescente, che dovrebbe abitare e vivere queste nuove aree urbane (Ontario Federation of Agriculture 2015; Amato et al. 2016). Fenomeno, quest'ultimo, che in molte regioni ha assunto una grandezza rilevante e ripercussioni tutt'altro che trascurabili per la sostenibilità del sistema socio-economico-ecologico.

Metodi, dati, ipotesi e flusso di lavoro

Questo studio utilizza l'analisi dei cambiamenti di uso e copertura del suolo (LUCC) avvenuti in passato come base su cui costruire delle proiezioni di tali cambiamenti per il futuro per l'Italia. A tale scopo, sono state utilizzate carte di copertura del suolo, dati socio-economici, e carte inerenti la distribuzione dei regolamenti protettivi vigenti per le aree naturali (e.g. le aree tutelate per legge individuate all'articolo 142 del Decreto Legislativo 42/ 2004 "Codice dei beni culturali e del paesaggio", le aree incluse nei perimetri delle zone SIC, ZPS e ZSC come definite dalla direttiva "Habitat" 92/43/EEC e le zone IBA tutelate mediante la direttiva "Uccelli"). Le previsioni di LUCC sono state elaborate mediante un modello ad automi cellulari (SLEUTH). Le previsioni di LUCC sono state caratterizzate da scenari di *policy* elaborati a partire dai dati sopra indicati, ottenuti con una opportuna pesatura di quest'ultimi mediante analisi multicriteriale AHP (Analitic Hierarchic Process) secondo il flusso di lavoro descritto in Figura 227 (Martellozzo et al. 2018; Martellozzo et al. 2017).

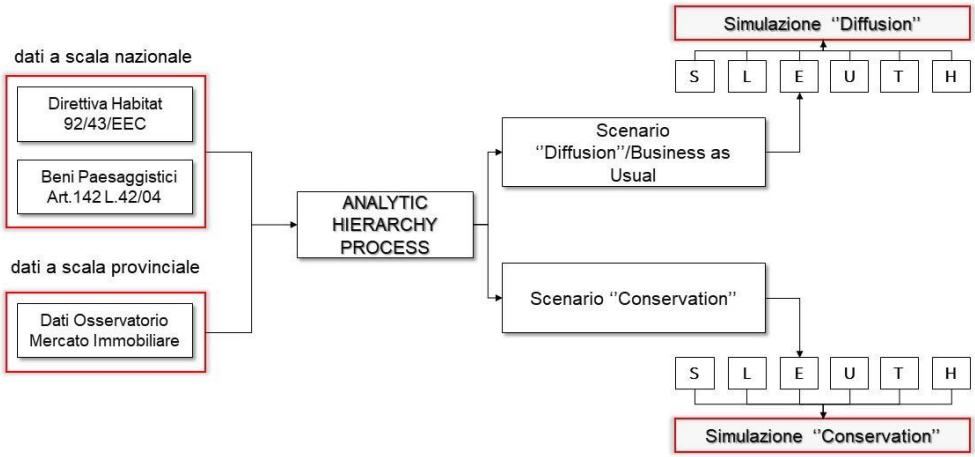
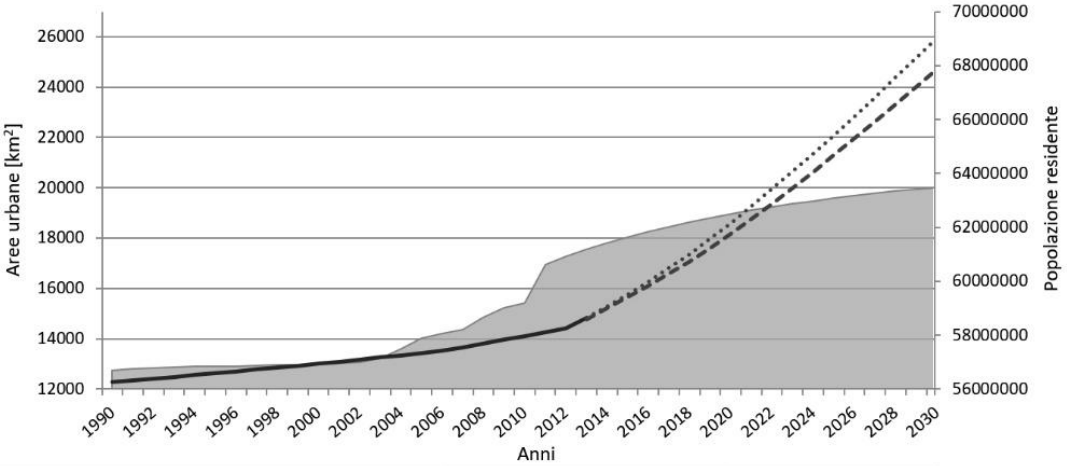


Figura 227 - Flusso di lavoro di elaborazione, dalla scelta dei criteri per l'elaborazione di scenari. Fonte: elaborazione ad opera degli autori.

Il primo scenario ipotizza una prevalenza degli interessi economici rispetto a fattori di protezione ambientale, cosi da replicare una dinamica che, secondo numerosi esperti, risulta rappresentativa dei processi di urbanizzazione avvenuti in Italia negli ultimi decenni (Romano & Zullo 2014). Questo scenario è definito *business-as-usual* (BAU), o di diffusione. Al contrario, la seconda modellizzazione è caratterizzata da uno scenario in cui viene data una maggiore importanza a conservazione e protezione degli elementi del paesaggio rilevanti dal punto di vista ecologico.

Presentazione e discussione dei risultati:
L'analisi dei LUCC avvenuti in passato tra il 1990 ed il 2012 non solo è funzionale all'elaborazione degli input geo-morfologici di cui SLEUTH ha bisogno per la fase previsionale, ma è parte di per sé rilevante in quanto permette di capire, valutare ed individuare le dinamiche che hanno sotteso i cambiamenti nella composizione degli elementi costitutivi del paesaggio. Tuttavia, l'aspetto maggiormente rilevante risulta essere la comparazione dei risultati delle due simulazioni (la parte destra del grafico in Figura 228).



Tasso di crescita della popolazione	0.04	0.33	0.82	0.32	0.16
Tasso di crescita urbana (trend storico)	**0.60**	**0.65**	**1.12**	-	-
Tasso di crescita urbana (scenario "diffusione")	-	-	-	**3.62**	**3.96**
Tasso di crescita urbana (scenario "conservazione")	-	-	-	**3.26**	**3.58**

Popolazione residente — Trend storico
Scenario "Diffusione" — Scenario "Conservazione"

Figura 228 - Trend di crescita dell'estensione urbana e della popolazione osservati tra il 1990 ed il 2012, e proiezioni di crescita dell'estensione urbana in base ai due scenari *policy-oriented* fino al 2030. I dati passati e le proiezioni riguardo la popolazione sono distribuiti dall'ISTAT. La tabella mostra il tasso di crescita annuo nei diversi periodi. Fonte: elaborazione ad opera degli autori.

La modellizzazione per entrambi gli scenari prevede una notevole espansione urbana per futuro. La differenza fra le due simulazioni è comunque importante e corrisponde a ~ 126.000 ettari; ovvero la distanza fra i due scenari è pari a ~ 10% del totale urbano nel 1990. Lo scenario BAU/*Diffusion* stima un aumento delle aree urbane di ~ 80% (vale a dire ~ 2.595 Mha), mentre per lo scenario conservativo l'aumento è pari a ~ 70% (vale a dire ~ 2.470 Mha) (figura 2). L'analisi delle dinamiche di transizione che caratterizzano queste previsioni, analogamente a quanto accaduto in passato in Italia, permettono di osservare che entrambi gli scenari identificano nei terreni agricoli la classe maggiormente vulnerabile e soggetta al processo di urbanizzazione.
Lo scenario *conservation* prefigura una condizione per la quale vi è minore consumo di suolo in generale (dovuto a ridotte dinamiche d'urbanizzazione), e anche che tale consumo interessi in maniera minore le aree vegetate naturalmente. Tuttavia, entrambi gli scenari prevedono una perdita rilevante in termini assoluti di territorio coperto da vegetazione naturale (~ 229.000 ettari nello scenario *conservation*, e 255.000 ettari nello scenario BAU/*diffusion*) ed in entrambi i casi la perdita è imputabile per la maggior parte alla sostituzione con terreni agricoli. Inoltre, nello scenario *conservation* la classe delle foreste risulta essere meno vulnerabile anche nei confronti dell'agricoltura. Questo rafforza l'ipotesi per la quale in un territorio caratterizzato da dinamiche di urbanizzazione forti, anche le altre dinamiche di degradazione ecologica del paesaggio sono forti. Al contrario, in un paesaggio caratterizzato da elementi che limitano e contengono il consumo di suolo anche altre dinamiche degradanti degli ambienti naturali risultano essere più deboli.
Questi risultati sono di grande interesse non solo per il caso di studio italiano, ma anche per una riflessione più ampia sull'impatto che le dinamiche di LUCC locali possono avere sul cambiamento climatico-ambientale globale (van Vuuren et al. 2011). Ne consegue che poter gestire adeguatamente le

dinamiche di LUCC, può rappresentare un utile strumento per favorire dinamiche di sfruttamento della risorsa suolo che risultino maggiormente sostenibili (Lim et al. 2005). Ad oggi, le strategie di pianificazione urbana ed economica a lungo termine sono ancora considerate tra gli strumenti potenzialmente più efficaci tra quelli attualmente disponibili per favorire modelli di sviluppo più sostenibili. Inoltre, molti autorevoli soggetti della scena politica internazionale sembrano pronti ad adottare cambiamenti significativi nelle loro politiche, soprattutto dopo che alcune ricerche hanno oramai dimostrato come dalla crisi economica del 2008 le emissioni di carbonio non siano affatto rallentate, ma piuttosto aumentate in maniera ancor più rapida (Peters et al. 2011). Appare pertanto evidente come, al fine del raggiungimento dei suddetti obiettivi di sviluppo sostenibile, sia necessaria l'adozione di nuovi paradigmi per il *policy making* e la pianificazione, che siano capaci di comprendere come talvolta gli interessi loco-regionali possano e debbano essere subordinati a interessi più generali (Johnstone et al. 2010).

Non a caso, la società moderna si trova ad affrontare la necessità di ridurre drasticamente le emissioni di gas serra per il prossimo futuro al fine di mantenere l'innalzamento della temperatura globale entro i 2 gradi centigradi (van Vuuren et al. 2011). Il ruolo svolto dai LUCC in questa sfida è tutt'altro che secondario. Infatti, da un lato le aree urbane sono fra i maggiori responsabili dell'emissione di CO2 globale, mentre dall'altro il suolo naturale (nudo o vegetato) deve essere considerato come il principale serbatoio del carbonio. Pertanto, l'urbanizzazione non solo ha come effetto quello di ampliare le aree maggiormente responsabili per le emissioni di gas serra, ma anche di ridurre le superfici in grado di fungere da *carbon sink*[i]. Inoltre, recenti studi hanno teorizzato come questo fenomeno possa avere conseguenze ancora più gravi in termini di capacità dei suoli di sequestrare carbonio, a causa di un sistema di *feedback* climatico sinora sconosciuto. Quest'ultimo è rappresentato da un meccanismo per il quale, in conseguenza dell'innalzamento della temperatura, i microrganismi che vivono nel suolo si adattano aumentando il loro tasso di traspirazione, aumentando dunque il volume di CO2 rilasciata in atmosfera; la preoccupante - e ironica – conseguenza è quella di stimolare ancor più il riscaldamento del pianeta (Crowther et al. 2016). Inoltre, i risultati di questo studio (Figura 229) permettono di confermare l'ipotesi secondo la quale vi è una relazione fra le differenti dinamiche depauperative di LUCC, il che è ancora più preoccupante considerando come circa il 35% delle emissioni di CO2 di origine antropica siano direttamente imputabili alle attività di uso del suolo (Houghton & Hackler 2001). Infatti, l'espansione urbana non solo di per se è responsabile per la porzione di suolo direttamente consumato, ma esercitando una pressione sulle aree agricole influenza quest'ultime a sostituire il terreno naturale e vegetato. Conseguentemente, questa interazione ha un impatto rilevante sulla capacità di sequestro della CO2 da parte di suolo e vegetazione (Li et al. 2016), sebbene valutare la grandezza di questo effetto e le sue conseguenze non sia affatto cosa semplice.

I risultati presentati in questo lavoro dimostrano come le proiezioni di LUCC possono essere utilizzate per indagare anche le potenziali ripercussioni sull'economia del settore agricolo. Ciò appare ancora più rilevante se si considera che la sostituzione dei suoli agricoli con suolo urbanizzato è una dinamica difficilmente reversibile. Il potenziale di produttività agricola di un suolo dipende da molteplici input (la qualità del suolo, l'idoneità, i sistemi di concimazione, irrigazione, il grado di meccanizzazione, la forza lavoro impiegata, ecc.) e l'area a disposizione è uno di questi. Quindi, ad una diminuzione di uno di questi input corrisponde, in linea di massima, una perdita del potenziale di produttività (o un aumento di un altro input). Di conseguenza, se il volume di produzione agricola diminuisce a seguito della diminuzione delle aree agricole totali, questo probabilmente avrà delle ripercussioni anche sul settore economico. Tuttavia, una stima accurata delle dinamiche input/output del settore agricolo richiede uno studio ad hoc, e non è intenzione di questo contributo approfondire questa questione.

I risultati di entrambe le simulazioni condotte in questo studio confermano una tendenza dei LUCC osservabile negli ultimi quaranta anni in tutto il bacino del Mediterraneo, ed in particolare nei paesi europei. Ovvero quello di una rilevante diffusione urbana in zone costiere e pianeggianti, e di lento ma progressivo abbandono delle aree interne che vengono così gradualmente ricoperte da vegetazione naturale (Debussche et al. 1999; García-Ruiz et al. 1996; MacDonald et al. 2000). Queste dinamiche, che Falcucci et al. (2007) hanno studiato nel dettaglio, sottolineano l'inadeguatezza delle politiche nazionali italiane nelle aree naturali protette campo della pianificazione.

La perdita di aree vegetate naturali in conseguenza dell'espansione delle aree agricole e urbane ha gravi ripercussioni anche sulla qualità e quantità di servizi ecosistemici di fondamentale importanza, e sul patrimonio di biodiversità ecologica in generale (al. Hajdu et 2016). Inoltre, i nostri risultati mostrano

come l'espansione urbana non avviene in maniera organica ma tende ad assumere maggiormente caratteristiche dispersive (*sprawl*). La *sprawlizzazione* delle aree urbane influenza anche altre coperture del suolo (soprattutto quella naturale) nell'assumere una distribuzione più frammentata e composta da *patch* di dimensioni minori. Ciò comporta una riduzione nella proporzione degli habitat per determinate specie, e quindi implica una perdita di biodiversità (Hobbs et al 2008).

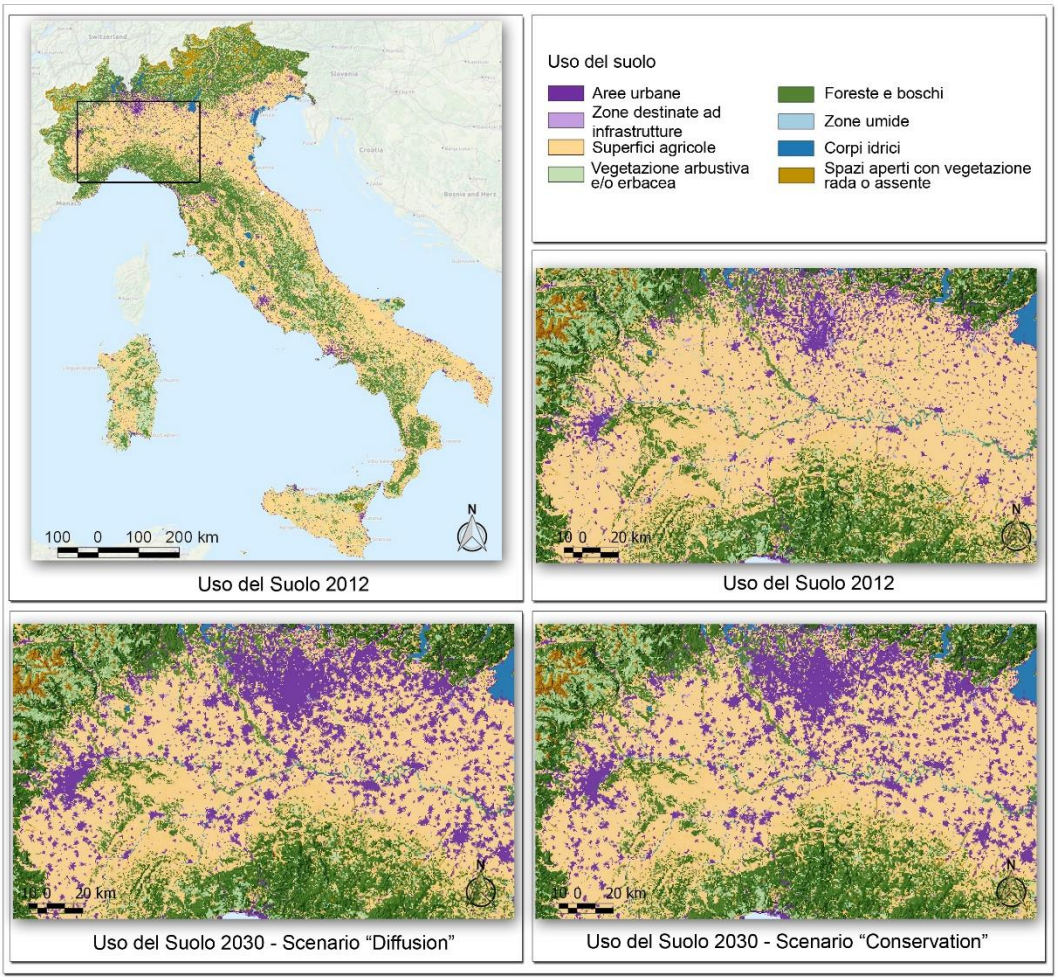


Figura 229 - Esempio di confronto fra i risultati delle simulazioni per il costruito al 2030 con l'estensione del costruito nel 2012. Totale Italia (sx) e dettaglio (dx).

Conclusioni

Questa ricerca ha presentato un'applicazione del modello SLEUTH al territorio nazionale italiano, al fine di valutare la grandezza dei LUCC passati e stimarne dei potenziali percorsi evolutivi. Ci si è soffermati sulle implicazioni che l'estensione di tali LUCC ha in differenti ambiti, e come i trend evolutivi osservati mettano in luce alcune criticità sia su scala loco-regionale che nazionale e sovranazionale. Inoltre, uno sguardo ulteriore alla tipologia delle dinamiche di LUCC suggerisce che il tipo di copertura vegetale perduta a causa di urbanizzazione e sostituzione con aree agricole è di grande valore in termini ecologici e di sostenibilità. Al contrario, le zone che vengono convertite in agricoltura sono rappresentate principalmente da suoli di qualità/idoneità molto inferiore per scopi agricoli. Questo lavoro ha evidenziato l'inadeguatezza delle politiche di pianificazione finora adottate nel garantire un adeguato livello di protezione ai paesaggi naturali, soprattutto a causa della loro frammentazione. Infine, si è voluto proporre uno quadro metodologico ed uno strumento utili per valutare i possibili effetti riconducibili a determinate scelte di *policy*, cosi da facilitarne la stima dei corrispondenti costi/benefici. In conclusione, crediamo fondamentale in un'ottica di sviluppo equo e sostenibile l'introduzione sistematica nella pianificazione territoriale di una regolamentazione più coerente e precisa, della quale sia possibile studiare anticipatamente gli effetti mediante strumenti come quello presentato in questo studio. Infatti, una corretta e adeguatamente calibrata pianificazione territoriale è quanto mai necessaria,

perché è proprio mediante la riduzione del consumo di suolo e la tutela di servizi ecosistemici particolarmente preziosi, il mantenimento della qualità dei suoli agricoli, l'aumento di capacità di mitigazione del cambiamento climatico ecc. che gli obiettivi specificati nelle recenti politiche delle Nazioni Unite possono essere raggiunti. Per maggiori informazioni, risultati, figure e materiale supplementare si rimanda all' articolo completo: Martellozzo, F. et al., 2018. *Modelling the impact of urban growth on agriculture and natural land in Italy to 2030*. Applied Geography, 91, pp.156–167.

Amato, F. et al., 2016. The Effects of Urban Policies on the Development of Urban Areas. *Sustainability*, 8, p.297.

Cobbinah, P.B. & Aboagye, H.N., 2017. A Ghanaian twist to urban sprawl. *Land Use Policy*, 61, pp.231–241.

Crowther, T.W. et al., 2016. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 540(7631), pp.104–108.

Debussche, M., Lepart, J. & Dervieux, A., 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8(1), pp.3–15.

Foley, J. a et al., 2005. Global consequences of land use. *Science (New York, N.Y.)*.

García-Ruiz, J.M. et al., 1996. Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology*, 11(5), pp.267–277.

Houghton, R.A. & Hackler, J.L., 2001. Carbon Flux to the Atmosphere from Land-Use Changes: 1850 to 1990. *ORNL/CDIAC-131, NDP-050/R1*.

Johnstone, N., Haščič, I. & Popp, D., 2010. Renewable Energy Policies and Technological Innovation: Evidence Based on Patent Counts. *Environmental and Resource Economics*, 45(1), pp.133–155.

Li, H. et al., 2016. Effects of shrub encroachment on soil organic carbon in global grasslands. *Scientific Reports*, 6(28974).

Lim, Y.K. et al., 2005. Observational evidence of sensitivity of surface climate changes to land types and urbanization. *Geophysical Research Letters*, 32.

MacDonald, D. et al., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), pp.47–69.

Martellozzo, F. et al., 2018. Modelling the impact of urban growth on agriculture and natural land in Italy to 2030. *Applied Geography*, 91, pp.156–167.

Martellozzo, F., Amato, F. & Murgante, B., 2017. Fino a che punto è sostenibile il consumo di suolo? *BOLLETTINO DELLA SOCIETÀ GEOGRAFICA ITALIANA*, X, pp.339–361.

Ontario Federation of Agriculture, 2015. Farmland at risk: Why land-use planning needs improvements for a healthy agricultural future in the Greater Golden Horseshoe,

Peters, G.P. et al., 2011. Rapid growth in CO2 emissions after the 2008–2009 global financial crisis. *Nature Climate Change*, 2(1), pp.2–4.

Rockström, J. et al., 2009. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2).

Romano, B. & Zullo, F., 2014. The urban transformation of Italy's Adriatic coastal strip: Fifty years of unsustainability. *Land Use Policy*, 38, pp.26–36.

Van Vuuren, D.P. et al., 2011. The use of scenarios as the basis for combined assessment of climate change mitigation and adaptation. *Global Environmental Change*, 21(2), pp.575–591.

15. Verso una integrazione dei metodi e degli strumenti per il monitoraggio del consumo di suolo. Il caso toscano

Lorenzo Bottai (LaMMA), Marco Carletti (Regione Toscana), Cinzia Licciardello (ARPAT), Fabio Lucchesi (Università di Firenze), Ilaria Tabarrani (Regione Toscana)

I modelli di valutazione del consumo di suolo e le pratiche di governo del territorio

La nozione di servizi ecosistemici, intesi come "benefici multipli forniti dagli ecosistemi al genere umano" (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) consiglia di considerare, e conseguentemente di valutare, le condizioni di artificializzazione dei suoli non tanto in quanto opzione assoluta tra alternative (suoli artficializzati vs non artificializzati), bensì nel loro specifico valore lungo un gradiente. È infatti evidente che i processi contemporanei di espansione e trasformazione insediativa fanno conseguire forme di artificializzazione molto diversa, talvolta in grado di sottrarre la totalità delle quattro grandi categorie di servizi forniti dal suolo in totale assenza di artificializzazione, (come è noto: di approvvigionamento, di supporto alla vita, di regolazione, di veicolo di valori culturali), talvolta capaci di limitarle solo parzialmente.

Detto con semplicità, ma si spera con chiarezza, un giardino o un parco urbano sottrae senz'altro la capacità del suolo di produrre cibo (ma anche in questo caso si potrebbe immaginare una limitazione parziale), ma ne conserva senz'altro una parte significativa delle funzioni protettive e di supporto alla biodiversità, e, a dire il vero, almeno nei casi migliori, ne esalta i valori estetici e ricreativi.

Le esperienze istituzionali nello sviluppo di strumenti di misura del consumo di suolo oggi sembrano polarizzate su due modelli di valutazione. Il primo è soprattutto legato ai metodi di costruzione dei

quadri conoscitivi preliminari alla predisposizione di atti di pianificazione urbanistica e territoriale, e si fonda sulla produzione di cartografie tematiche (oggi di banche dati) relative alla descrizione delle diverse forme di copertura del suolo. Questi materiali sono tipicamente prodotti da personale esperto capace di interpretare quanto leggibile nelle riprese aeree zenitali, e di tradurlo in forme specifiche di classificazione. Il caso della banca dati di Uso e Copertura del Suolo (UCS), pubblicata da Regione Toscana (come da altre regioni[77]) attraverso aggiornamenti triennali è un buon esempio di questo modello. Esemplificando, secondo la ripartizione CORINE utilizzata da questa banca dati, si potrà valutare come "consumato" il suolo collocato nella classe 1 (superfici artificiali) tra quelle collocate al primo livello di classificazione.
Il secondo è legato soprattutto allo sviluppo delle tecnologie di *remote sensing* e alla possibilità di valorizzare sensori capaci di registrare radiazioni elettromagnetiche in frequenze eccedenti i limiti della luce visibile. Queste condizioni permettono la misura, ottenuta per lo più attraverso metodi di elaborazione automatica, degli indici di impermeabilizzazione e/o di vegetazione propri di ciascun pixel rilevato. I rilievi pubblicati da ISPRA per monitorare il consumo di suolo nel nostro paese sono un buon esempio di questo secondo modello.
L'opinione che vorremmo argomentare qui è che entrambi i modelli hanno limiti e opportunità diverse, che dovrebbero essere tenuti in adeguata considerazione. Il primo metodo, com'è evidente, quando si consideri "consumato" tutto il suolo che si trovi ad essere classificato come superficie artificializzata, tende a sovrastimare la sottrazione di servizi ecosistemici, in quanto non produce sostanziali differenze di valutazione tra, per esempio, un insediamento produttivo e commerciale e una espansione residenziale meno impattante come quella che caratterizza modelli insediativi che un secolo fa sarebbero stati definiti "città giardino". Il secondo metodo, quand'anche raggiungesse una sufficiente maturità tecnico-metodologica, tale da renderlo esente dal rischio di "falsi positivi" paradossalmente derivati dalla estrema precisione potenziale del rilievo, tende a conservare un grado di astrazione che non gli consente di allinearsi ai criteri interpretativi normalmente utilizzati nella valutazione delle trasformazioni urbanistiche; per questa caratteristica rischia di essere poco efficace quando lo si volesse valorizzare in funzione di un'azione di supporto alla costruzione di scelte di trasformazione.
Per questi motivi, proprio nel momento in cui è unanimemente riconosciuta la necessità di strumenti di governo delle trasformazioni capaci di contrastare con efficacia il fenomeno della progressiva artificializzazione del suolo, occorre essere molto prudenti nel momento in cui si manifesti la volontà, certo legittima, di far discendere disposizioni normative stringenti dagli esiti di valutazioni di due modelli di cui dovremmo riconoscere – per tale finalità – una sostanziale fragilità.
Sembra allora più fertile un'ipotesi di lavoro che migliori e perfezioni il valore conoscitivo delle indagini ricognitive attraverso forme innovative di integrazione delle due metodologie descritte e delle banche dati da esse prodotte. A titolo esemplificativo, e con lo scopo di contribuire a una discussione più generale, illustriamo di seguito alcune prospettive di sviluppo a cui le strutture toscane stanno lavorando nel rispetto dei principi fondamentali della Direttiva INSPIRE, ovvero:

- *gestione più efficiente*, principio per il quale i dati vanno raccolti una sola volta e gestiti laddove ciò può essere fatto in maniera più efficiente;
- *interoperabilità*, per cui deve essere possibile combinare i dati provenienti da differenti fonti e condividerli tra più utenti ed applicazioni;
- *condivisione*, che impone la possibilità di condivisione di informazioni raccolte dai diversi livelli di governo.

L'applicazione di indici per le valutazioni qualitative delle trasformazioni nell'edificato a bassa densità

La banca dati UCS di Regione Toscana realizzata a partire dal 2007, aggiornata al 2010-2013-2016[78], prendendo a riferimento sostanziale le voci di legenda del sistema europeo di mappatura dell'uso e copertura del suolo del progetto CORINE Land Cover (CLC), presenta ad oggi una copertura su base poligonale che, nella fase di impianto, si è avvalsa delle primitive geometriche presenti nella Carta Tecnica Regionale (scala 1:10.000) al fine di estrarne i contorni significativi per ciascuna classe di UCS;

[77] È opportuno ricordare in proposito che all'interno del Centro Interregionale per i Sistemi Informatici Geografici e Statistici (CISIS) fin dal 2007, è stato attivato uno specifico gruppo di lavoro con l'obiettivo di definire, in maniera condivisa fra le Regioni, le specifiche tecniche delle banche dati "uso del suolo".
[78] Il materiale descrittivo della banca dati e delle modalità della sua produzione è accessibile da http://www.regione.toscana.it/-/cartografia-specifiche-tecniche.

non può sfuggire, sia detto per inciso, che questa condizione migliora di molto le condizioni di impiego di questa banca dati nelle pratiche di pianificazione territoriale e urbanistica. Nei successivi aggiornamenti il metodo di rilievo è stato fondato sulla fotointerpretazione dalle ortofoto AGEA.
A seguito della necessità di soddisfare alcuni precisi dispositivi normativi della l.r. 65/2014 e del Piano di Indirizzo Territoriale con valenza di Piano Paesaggistico[79], è cresciuta significativamente l'esigenza che il supporto offerto da tali informazioni possa essere migliorato; in questa circostanza cerchiamo di dimostrare l'opportunità dell'utilizzo di indici sintetici realizzati a partire da immagini satellitari disponibili in modalità *open access* dall'agenzia spaziale europea della costellazione Sentinel, che fornisce immagini del territorio regionale con un tempo di rivisitazione di 5 giorni e una risoluzione a terra di 10 metri.
L'ipotesi metodologica che muove la sperimentazione qui presentata si basa sulla constatazione che i nuovi insediamenti urbani si sviluppano generalmente attraverso azioni di saturazione e densificazione, vale a dire attraverso un progressivo riempimento degli spazi inedificati. La valutazione critica e puntuale di questa condizione non appare semplice, dovendo tenere in conto, astrattamente, sia valori positivi (come una sostanziale riduzione della dispersione insediativa) e valori negativi (come la compromissione del modello insediativo a bassa densità che caratterizza l'identità di parti significative delle pianure della Toscana settentrionale). La metodologia proposta consente di caratterizzare alcune classi di uso del suolo (come, ad esempio, quella individuata dal codice 112: zone residenziali a tessuto discontinuo) che possono avere caratteristiche assai diversificate a seconda della densità insediativa, non identificabili con la metodologia di rilievo UCS. Un altro importante risvolto di questo approfondimento metodologico, è dato dalla possibilità della misura dell'evoluzione nel tempo di questo indice sintetico quantitativo, ciò che permetterebbe di evidenziare non solo gli ambiti territoriali che hanno cambiato la tipologia di classe di uso del suolo, ma anche di evidenziare quelle che hanno subito cambiamenti quantitativi in termini di densità abitative o di perdita di terreni comunque vegetati (giardini, alberature, etc.) e dunque una sottrazione delle proprie funzionalità ecosistemiche.

L'indice NDVI utilizzato nella sperimentazione

Gli indici di vegetazione, derivanti da immagini satellitari o aeree sono un efficace fonte di informazioni per il monitoraggio della copertura vegetale. Questi indici si basano su combinazioni di misure di riflettanza in due o più canali spettrali e sono altamente correlati con parametri associati allo stato di salute delle piante ed a variabili della copertura vegetale come l'indice di area fogliare, la frazione di copertura vegetale e la biomassa verde.
L'analisi di questi indici permette di distinguere nettamente la vegetazione da altri elementi presenti nelle immagini, come suolo o acqua. La vegetazione assorbe quasi completamente la luce nel visibile (380-720 nm), tranne una piccola quantità nel verde (550 nm), viceversa riflette moltissimo nell'infrarosso vicino. Pertanto, le bande nel rosso e nell'infrarosso vicino risultano entrambe molto utili per individuare la presenza di vegetazione sul territorio. Fra i vari indici impiegati per quantificare la biomassa vegetale, il più diffuso è certamente NDVI (Normalized Difference Vegetation Index):

$$NDVI = (NIR-RED)/(NIR+RED)$$

Dove NIR è il *Near Infrared*, la riflettanza della banda nell'infrarosso vicino, mentre RED è il *Visible Red*, la riflettanza della banda nell'infrarosso visibile.
Con l'analisi degli indici di vegetazione, acquisiti in tempi diversi, è dunque possibile analizzare i cambiamenti che sono avvenuti nella copertura vegetale. È possibile inoltre utilizzare questo indice come un valido indicatore sulla densità di coperture artificiali su una determinata area; può essere ricordato, a riprova di questa convinzione, che un approccio simile viene utilizzato a livello europeo per la realizzazione dello strato informativo *Imperviousness* realizzato dal progetto Copernicus.
L'analisi di due indici sintetici acquisiti in anni successivi mette in evidenza le zone che presentano una forte diversificazione nello stato della vegetazione. L'aumento delle classi relative alle aree artificiali procura in molti casi, una riduzione della componente vegetale che possono essere messe in evidenza dall'analisi multitemporale degli indici di vegetazione.

[79] Ci si riferisce in particolare all'eventuale supporto che la banca dato UCS potrebbe portare per l'individuazione e/o il monitoraggio del *perimetro del Territorio Urbanizzato*, che la legge vigente considera un contenuto obbligatorio dei Piani Strutturali.

La metodologia descritta potrà essere applicata utilizzando immagini a diversa risoluzione qualora si rendessero disponibili, e in ogni caso sarà comunque possibile utilizzare quelle utilizzate per l'aggiornamento triennale, visto la fornitura dell'ortofoto utilizzata che utilizza anche la banda dell'infrarosso. Di seguito, la Figura 230 descrive la procedura che verrà adottata da Regione Toscana per caratterizzare ogni poligono con il grado di impermeabilizzazione (*Imperviousness*) presente a quella data. I dati che saranno utilizzati saranno quelli disponibili gratuitamente del satellite Sentinel 2B. La prima fase della procedura prevede la calibrazione degli indici di vegetazione calcolati in tre stagioni dell'anno (inverno, primavera ed estate) e composti insieme estraendo sul medesimo riferimento spaziale il massimo dei tre indici (MVC: *Maximum Value Composite*) in modo da mettere bene in evidenza, e quindi distinguere, gli spazi effettivamente artificializzati dalle aree momentaneamente prive di vegetazione (come i territori agricoli che possono presentare in varie fasi dell'anno alternanza di vegetazione). Sulla base di una immagine ad altissima risoluzione viene calcolato l'indice di *imperviousness* inteso come presenza di spazi coperti da tessuto urbano a scapito di aree vegetate anche temporaneamente ricalcolato su una griglia di 10 metri di lato ed una classificazione tra 0 e 100% di copertura artificiale. Sulla base di questa verità a terra viene calibrato l'indice MVCNDVI, per trovare una relazione funzionale di ISF (*Imperviusness surface Fraction*) vs MVCNDVI. La banca dati prodotta conterrà, dunque, oltre le consuete informazioni delle classi di uso e copertura del suolo anche l'effettivo grado di impermeabilizzazione, che potrà essere utilizzato per caratterizzare una stessa classe o per mettere in evidenza cambiamenti interannuali. La Figura 231 visualizza l'esito sperimentale della metodologia presentata per l'area di Pistoia.

Ulteriori possibili integrazioni a scala regionale

Le recenti attività congiunte svolte da parte di ARPAT e ISPRA (nell'ambito del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente) ai fini dell'annuale Rapporto sul Consumo di Suolo in Italia hanno riguardato, nel 2017, oltre al censimento delle variazioni 2016-2017 del consumo di suolo, il miglioramento delle banche dati delle variazioni del consumo di suolo 2012, 2015, 2016 e 2017 e la ridefinizione di tali cambiamenti sulla base di un nuovo sistema di classificazione teso a consentire la discriminazione tra suolo permanentemente impermeabilizzato (dunque consumato irreversibilmente) e non (dunque potenzialmente reversibile).

La cartografia nazionale, nata con la finalità di consentire uno sguardo di insieme sull'entità del fenomeno ai decisori nazionali e alle istituzioni europee (Agenzia Ambientale Europea, EEA) e conseguentemente intrinsecamente non adatta a un uso rigoroso nelle politiche di pianificazione a livello locale, presenta tuttavia caratteristiche interessanti che la rendono uno strumento aggiuntivo nelle mani dei decisori regionali per finalità di monitoraggio specifico del valore quantitativo del suolo impermeabilizzato e come contributo fondamentale alla redazione degli atti di pianificazione territoriale e urbanistica.

Con riferimento alle tre distinte risoluzioni – spaziale, temporale e tematica – attraverso le quali può essere valutato un *database* geografico, appare infatti evidente come il vero punto di forza di tale banca dati nazionale potrebbe risiedere, nel momento in cui la metodologia adottata conquistasse una piena maturità, soprattutto nella maggiore risoluzione temporale. Inoltre, il progressivo miglioramento nella risoluzione spaziale delle immagini satellitari, alla base della carta nazionale, potrebbero rendere tale prodotto utilizzabile anche come dato ausiliario per la verifica dell'accuratezza tematica della classe 1 CLC della carta di uso e consumo del suolo regionale, generalmente prodotta in tempi più lunghi di quella nazionale vista la data di disponibilità delle ortofoto AGEA e la maggiore complessità di impianto (estensione della classificazione, vincoli topologici stringenti).

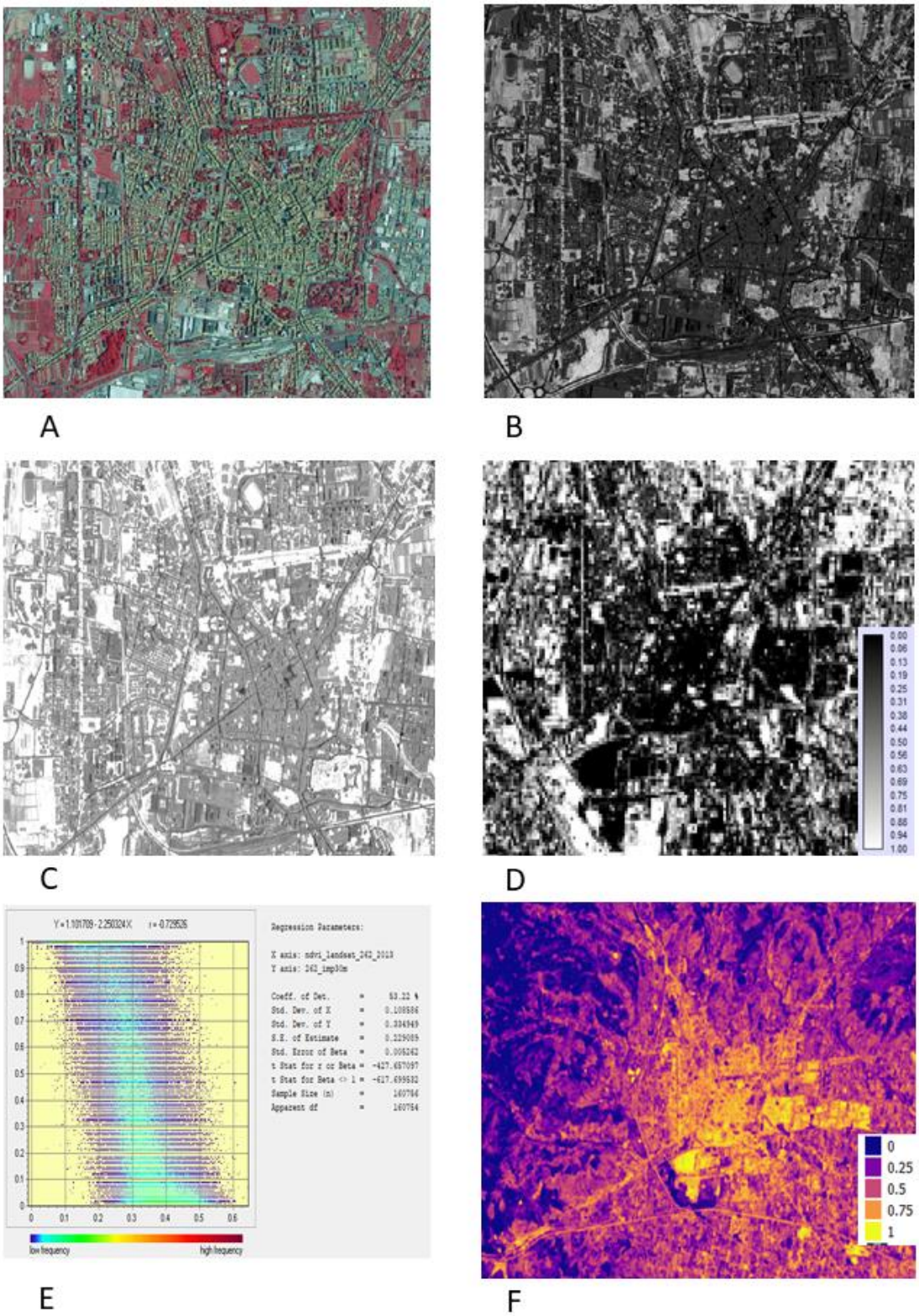


Figura 230 - Procedura utilizzata per la definizione e la derivazione del ISF (Imperviousness Surface Fraction): A Immagine ad alta risoluzione con banda Infrarosso vicino; B Calcolo NDVI; C derivazione delle classi Territori modellati artificialmente con procedura semi-automatica.; D Realizzazione della verità a terra con medesima risoluzione di quella satellitare (Reference ISF), per ogni pixel viene riportato la presenza in termini percentuali di suolo artificializzato;. E Modellazione per regressione tra Maximum Value Composite di almeno tre NDVI calcolati per un anno di riferimento; F derivazione di ISF su tutta la scena satellitare.

Figura 231 - L'immagine mostra la rappresentazione del DB UCS (Pistoia) delle sole classi "Territori modellati artificialmente" (escluse le strade), dell'indice ISF come media sul poligono per l'anno di riferimento. In legenda le 5 classi di copertura utilizzate.

Deve tuttavia essere rimarcato che, ad oggi, tale auspicabile integrazione con la serie UCS multitemporale regionale, non sembra attuabile poiché il prodotto nazionale non adotta il linguaggio standardizzato CLC e quindi la relativa classificazione; per questo motivo accorpa elementi che, ai fini del monitoraggio sul consumo di suolo a scala regionale, devono necessariamente rimanere distinti (come, ad esempio, gli edifici residenziali dai capannoni commerciali, oppure i parcheggi dai campi sportivi).

Conclusioni e prospettive

Il possibile dialogo tra il programma di aggiornamento triennale della banca dati sulla copertura del suolo promossa dal 2007 da Regione Toscana e le recenti metodologie messe a punto annualmente dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, sembra promettere un interessante sviluppo dei metodi e delle pratiche finalizzate a conoscere, misurare, valutare – e contrastare – con precisione ed efficacia il fenomeno del consumo di suolo.

Oggi l'impiego degli strumenti prodotti dalle agenzie nazionali nelle valutazioni qualitative inerenti alle trasformazioni del suolo (non solo, quindi, il *quanto,* ma anche il *cosa* e il *come*) deve affrontare e superare criticità significative. Alla scala locale, e, soprattutto, quando si persegue la finalità del miglioramento dei processi di costruzione degli atti e delle azioni di trasformazione dello spazio, risultano più efficaci e incoraggianti le possibilità di miglioramento e integrazione delle banche dati regionali prodotte attraverso l'impiego di informazioni satellitari.

Resta, alle diverse strutture tecniche e scientifiche, il fondamentale compito di sperimentare, e ampliare, le soluzioni intraviste qui; ciò al fine di poter disporre, per quanto possibile, di analisi più affidabili, compiutamente interoperabili tra attori e settori diversi, e di conseguire un significativo risparmio di risorse pubbliche.

Commissione Europea (2007), Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE)

Dams, J.; Dujardin, J.; Reggers, R.; Bashir, I.; Canters, F.; Batelaan, O. Mapping impervious surfacechange from remote sensing for hydrological modeling. *J. Hydrol.* 2013, *485*, 84–95.
Deng, C.; Wu, C. BCI: A biophysical composition index for remote sensing of urban environments. *Remote Sens. Environ.* 2012, *127*,247–259.
Lu, D.; Li, G.; Kuang, W.; Moran, E. Methods to extract impervious surface areas from satellite images. *Int. J. Digit. Earth* 2014, *7*, 93–112.
Esch, T.; Himmler, V.; Schorcht, G.; Thiel, M.; Wehrmann, T.; Bachofer, F.; Conrad, C.; Schmidt, M. Dech, S. Large-area assessment of impervious surface based on integrated analysis of single-date Landsat-7 images and geospatial vector data. *Remote Sens. Environ.* 2009, *113*, 1678–1690.
Parece, T.; Campbell, J. Comparing urban impervious surface identification using Landsat and high resolution aerial photography. *Remote Sens.* 2013, *5*, 4942–4960.
Kaspersen, P.S., Fensholt, R.and Drews M., Using Landsat Vegetation Indices to Estimate Impervious Surface Fractions for European Cities. *Remote Sens.* 2015, *7*, 8224-8249
Weng, Q. Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods, and trends, *Remote Sens. Environ.* 2012, 117, 34-49.

16. Consumo di suolo ad uso non residenziale nei comuni minori del Veneto - Un test sull'effetto 'frammentazione amministrativa'

Domenico Patassini e Gianfranco Pozzer (IUAV Università di Venezia, Scuola di Dottorato)

Il contributo presenta i risultati di un test empirico sugli effetti della frammentazione amministrativa nei processi di consumo del suolo. In contesti ad urbanizzazione diffusa la frammentazione amministrativa è considerata un ostacolo alla gestione territoriale integrata, un fattore competitivo negli usi commerciali e industriali e una delle principali cause dell'eccessivo consumo di suolo. L'ipotesi su cui opera il test è che minore è la superficie territoriale dei comuni, maggiore tende ad essere il consumo relativo di suolo ad uso non residenziale (infrastrutturale, produttivo, commerciale e, generalmente, distributivo). L'analisi viene svolta su tutti i comuni della regione del Veneto con procedura a tre stadi su dati Istat e di copertura (Ccs, Regione del Veneto). Nel primo stadio si effettua una classificazione multidimensionale dei comuni sulla base di descrittori trattati con metodo fattoriale delle corrispondenze multiple e *clustering* non gerarchico; nel secondo si attiva una funzione regressiva per classi dimensionali e per ambienti insediativi, mentre nel terzo si evidenziano alcune implicazioni del complesso rapporto fra consumo di suolo e frammentazione degli usi. I risultati del test rafforzano l'ipotesi di second'ordine circa l'indipendenza relativa fra dinamiche demografiche e consumo di suolo.

Ipotesi

Negli studi sul consumo di suolo in ambienti insediativi ad urbanizzazione diffusa la frammentazione amministrativa viene considerata uno dei fattori incidenti (ISPRA, 2015; 2016; 2017). Non sono tuttavia portate chiare evidenze, né evidenziate implicazioni del fenomeno che non si limitino all'auspicata pianificazione intercomunale o d'area vasta. L'ipotesi qui testata è che nella regione del Veneto la frammentazione amministrativa, ed in particolare la ridotta dimensione dei comuni, sia una delle cause dell'elevato consumo di suolo ad uso non residenziale, e che abbia continuato ad esserlo anche in periodi di crisi. Pur combinandosi con altre dinamiche, la frammentazione è relativamente indipendente dalle dinamiche e dai bilanci demografici. Le variazioni marginali confermano questa indipendenza, in particolare le variazioni di uso del suolo rispetto alla variazione della popolazione residente.

Se si considera il periodo 1990-2012[80] (figura 1) i massimi di variazione marginale dell'urbanizzato totale per residente nella regione del Veneto si registrano per le classi di ampiezza 500-1000 e 2000-5000 abitanti, con poco più di un ettaro e con 2,5 ettari, rispettivamente. Significativa è l'inversione del rapporto nei comuni appartenenti alle classi medio-superiori, da 5000 a 50.000 abitanti, le uniche ad ospitare importanti incrementi demografici nel periodo considerato. Nei comuni con più di 50.000 abitanti il *trend* demografico si ripresenta negativo, con ridotto (anche se positivo) incremento dell'urbanizzato.

[80] L'unica fonte che consente l'analisi dei *trend* di lungo periodo è Corine Land Cover (Clc), ritenuta in certa misura affidabile per la classe aggregata dell'urbanizzato, ma molto meno per le altre classi.

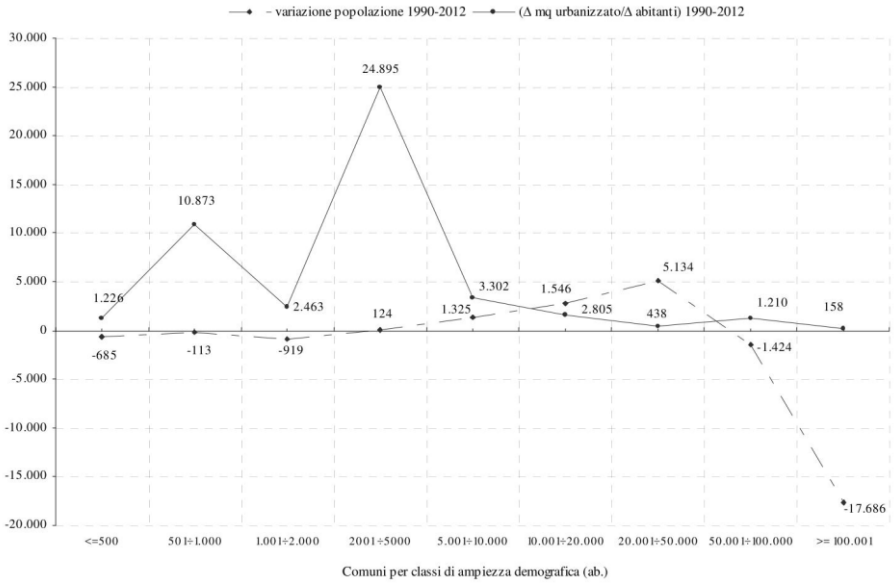


Figura 232 Variazione marginale del suolo urbanizzato rispetto alle dinamiche demografiche nel periodo 1990-2012. Regione del Veneto

Fonti

Per lo sviluppo del test, la fonte statistica e cartografica principale è la Banca Dati della Copertura del Suolo regionale al 2007 e al 2012 (Ccs_2007 plus e Ccs_2012 plus)81. Con la Banca dati del 2012 è migliorato il dispositivo geometrico e tematico rispetto alla versione del 2007, ma sono aumentate anche le possibilità di aggiornamento "aperto" a costi unitari inferiori. Migliora anche la possibilità d'uso di dati ancillari in grado di qualificare i "poligoni di copertura". Ccs opera a scala 1:10.000 con classificazione del territorio in 174 classi, in linea con la nomenclatura del progetto europeo "Corine Land Cover" (Clc) da cui si discosta comunque in modo significativo[82]. Alla legenda di classe 1 (Territori modellati artificialmente)[83] sono state aggiunte 27 classi, rispetto al 2007, con miglioramento del dettaglio tematico, mentre le classi relative all'uso del suolo agricolo non registrano novità significative, nonostante l'affermarsi del concetto di "multifunzionalità" e l'aggiornamento delle politiche di incentivo in sede comunitaria. Questo divario fra classificazione dell'urbanizzato e del non urbanizzato viene considerato un limite dagli stessi uffici regionali, limite che potrebbe essere superato in futuro acquisendo informazioni più precise sulle modalità di copertura e sugli usi del suolo agricolo. L'aggiornamento è avvenuto con approfondimento tematico della Ccs_2007 plus in riferimento ai "territori modellati artificialmente" e con l'interpretazione a video delle ortofoto digitali a colori Agea (2012). Il lavoro è stato svolto dalla Direzione della Sezione Pianificazione Territoriale Strategica e

[81] La fonte cartografica Ccs diventa statistica in ambiente *Idrisi* (*software* per il monitoraggio ambientale e gestione delle risorse naturali) mediante analisi *raster*. Con Idrisi si attivano funzioni di interpolazione superficiale e stime statistiche (es. produzione di matrici di transizione da Ccs 2007 *plus* a Ccs 2012 *plus*). Per commenti preliminari sulla banca dati regionale (Regione Veneto 2012, 2015, 2017; Brentan E. *et al*. 2015) vedi Patassini (2015).

[82] Corine Land Cover (Clc) è disponibile per gli anni 1990, 2006 e 2012. Si tratta di una carta digitalizzata (*raster)* della copertura del suolo a scala nominale 1:100.000, con unità minima cartografata pari a 25 ettari e larghezza minima dei poligoni pari a 100 m. Utilizza una legenda di 44 voci articolata su 3 livelli gerarchici. In automatico vengono interpretate le stampe di riprese satellitari (TM) in scala 1:100.000, con apporto di dati ancillari disponibili (cartografie tematiche, dati statistici, riprese aeree fotogrammetriche). La correzione geometrica delle immagini viene effettuata con l'ausilio di Dtm. Ccs 2007 *plus* e Ccs2012 *plus* sono banche dati della Copertura del Suolo della Regione Veneto in formato vettoriale. Ai fini del test effettuato in questa sede esse vengono rasterizzate per renderle confrontabili con Clc in ambiente *Idrisi*. La rasterizzazione viene eseguita con una cella di 25m x 25m. La scala nominale è, in questo caso, pari a 1:10.000 con unità minima cartografata di 0,25 ettari. La legenda è articolata su 5 livelli in linea con la nomenclatura Clc. L'architettura originaria della Banca Dati della Copertura del Suolo prende forma dalla realizzazione del Db Gse Land - Urban Atlas, utilizzando immagini satellitari Spot 5, con banda multispettrale (10 m) e pancromatica (2,5 m), e dati territoriali provenienti da diverse fonti: fra tutte, Db TeleAtlas, Carta Tecnica Regionale Numerica (Ctrm), Dem, Carta Forestale, grafo stradale. L'integrazione delle fonti (con qualche problema di interoperabilità) non rispetta sempre i parametri di scala della rappresentazione e della geometria, in ragione delle diverse epoche di collezione. Ciò ha richiesto alcune interpolazioni e approssimazioni. Tutte le informazioni utilizzate provengono dall'Idt della Regione Veneto, tra cui i Db Geotopografici, la Ctrm, dati afferenti alla pianificazione urbanistica territoriale e ambientale (PAT, PRG, PTRC, quadri conoscitivi). Per una descrizione dei prodotti cartografici Clc vedi <http://www.centrointerregionale-gis.it/script/corinedo wnload.asp>; per Ccs vedi Regione del Veneto, Idt. Le mappe di copertura sono in fase di aggiornamento.

[83] Si veda la legenda 2012 "Livelli delle classi di Copertura del suolo" (Regione del Veneto).

Cartografia della Regione del Veneto. La seconda fonte utilizzata comparativamente a Ccs è Corine Land Cover (Clc)[84], mentre i dati sulla popolazione residente al 2012 sono di fonte Istat.

Metodo

Le tre fonti citate consentono di costruire una matrice di dati quantitativi su base comunale per l'intera regione con riferimento a 6 descrittori (o variabili). Le variabili sono ricodificate in classi di ampiezza trasformando la tavola di input da matrice di misura a matrice di contingenza (o di frequenza). La matrice viene quindi elaborata con l'aiuto di una procedura esplorativa multidimensionale divisa in due fasi. Nella prima si estraggono con analisi delle corrispondenze multiple i principali fattori, quelli che spiegano meglio (e in ordine decrescente) la varianza della tavola di dati e il suo contenuto informativo. Ogni fattore rappresenta, sulla base della informazione che riesce a catturare, le relazioni di struttura fra variabili demografiche e di consumo di suolo. Queste relazioni attribuiscono a ciascun comune specifiche coordinate fattoriali che vengono utilizzate come input nella seconda fase. In questa fase i comuni vengono raggruppati in classi dotate di profilo descrittivo specifico (rispetto al profilo medio generale) con una procedura di analisi non gerarchica[85]. Con questa procedura si cerca di massimizzare l'omogeneità interna a ciascuna classe (varianza interna) a fronte della maggiore differenza fra classi (varianza esterna)[86]. La matrice di base M(581*31) è composta da 581 vettori (uno per comune) con 6 variabili qualitative e 31 modalità. Questa matrice si presenta nella forma di 6 tavole di contingenza affiancate[87]. Le variabili di consumo di suolo sono aggiornate al 2012 utilizzando i codici Ccs e descrivono la superficie comunale, la superficie di consumo "aggregato"[88], la superficie urbanizzata[89], la superficie impermeabilizzata[90], la Sau, la fascia altimetrica (pianura, collina o montagna) e la popolazione residente al 2012. Le superfici sono in kmq. Per gli usi "aggregato", urbanizzato e "impermeabilizzato" le specifiche e i codici relativi agli anni 2007 e 2012 non subiscono variazioni. Per la Sau[91] si utilizza la legenda 2007 e 2012. Le variabili quantitative di superficie e popolazione sono

[84] Le fonti Clc e Ccs, diverse per scale, obiettivi, efficacia di "cattura" e tempi, sono utilizzate come "rinforzo" nel test e per una sua applicazione nel breve e nel medio-lungo periodo. Il rinforzo non discute in termini comparativi l'affidabilità del dato, notoriamente "incerto". Nonostante la diversità, le due carte confermano l'ipotesi della correlazione fra dimensione dei comuni (in superficie) e impermeabilizzazione come bilancio di artificializzazione. In questa sede si ritiene che la frammentazione amministrativa non soltanto renda plausibili strategie di pianificazione sovra comunale, o d'area vasta, ma influisca sulla determinazione delle 'quote' o soglie di consumo ammissibile (vedi Allegato C alla nuova legge della Regione Veneto sul contenimento del consumo di suolo, Lr.14/17). Nel Veneto le quote comunali sono parametrate per 'ambiti' che non tengono conto del fattore 'dimensione'.

[85] Questa classificazione utilizza il metodo delle "nuvole dinamiche e del riconoscimento della forma" messo a punto da E. Diday negli anni '70 del secolo scorso. Si tratta di un metodo molto efficace, a centroidi di classe variabili, apprezzato dalla scuola francese di *analyse des données* di J P Benzécri e collaboratori. Di questo autore sono noti i testi su *Taxinomie* e *Analyse des Correspondances*.

[86] Fattori e classi sono fortemente influenzati dalla numerosità e dalla codifica delle variabili, dalla loro metrica, dall'essere 'attive' o 'supplementari', ma anche dal numero di fattori (e relativa inerzia) catturati in fase di *clustering*.

[87] Per l'elaborazione della matrice è stato utilizzato il *software Addawin* progettato e realizzato dal compianto Silvio Griguolo. Approfondimenti teorico-metodologici, applicazioni e test effettuati nell'ambito di studi urbani e regionali sono contenuti in S Griguolo e PC Palermo (a cura), 1984, *Nuovi problemi e nuovi metodi di analisi territoriale*, F Angeli, Milano e in PC Palermo, 1983, *Modelli di analisi territoriale*, F Angeli, Milano.

[88] Il consumo di suolo aggregato si riferisce all'armatura urbana del sistema produttivo e tecnologico-infrastrutturale, in larga misura concentrate intorno alle principali arterie stradali. Per la caratterizzazione territoriale dell'aggregato sono state prese in considerazione le seguenti componenti: aree destinate ad attività industriali e spazi annessi; complessi agro-industriali aree destinate ad attività commerciali e spazi annessi; infrastrutture tecnologiche di pubblica utilità: impianti di smaltimento rifiuti, inceneritori e di depurazione acque; strade a transito veloce e superfici annesse (autostrade, tangenziali); rete stradale principale e superfici annesse (strade statali); rete stradale secondaria con territori associati (strade regionali, provinciali, comunali ed altro); aree adibite a parcheggio; grandi impianti di concentramento e smistamento merci (interporti e simili); aree estrattive attive e inattive; discariche e depositi di cave, miniere, industrie e collettività pubbliche; per i depositi sono compresi gli edifici e le installazioni industriali associate ed altre superfici di pertinenza; depositi di rottami a cielo aperto, cimiteri di autoveicoli; cantieri e spazi in costruzione e scavi.

[89] A questa classe appartengono: per il Ccs 2007 *plus* l'urbano continuo e il tessuto urbano discontinuo (sottoclasse 1.1 Zone urbanizzate, livello 2 di territori modellati artificialmente, Regione Veneto: Carta della Copertura del Suolo 2007); per il Ccs 2012 *plus* il tessuto continuo, il tessuto discontinuo e il tessuto diffuso (sottoclasse Tessuto urbano, livello 2 di territori modellati artificialmente, Regione Veneto: Carta della Copertura del Suolo 2012).

[90] A questa classe appartengono tutti i territori modellati artificialmente (livello 1, Regione Veneto: Carta della Copertura del Suolo 2012). Il rapporto tra "urbanizzato" e "impermeabilizzazione" evidenzia un effetto di trascinamento del consumo di suolo residenziale rispetto al consumo di suolo modellato artificialmente. Si tratta di un effetto tipico della densificazione.

[91] L'uso del termine SAU diventa problematico quando rientra come parametro nel calcolo del potenziale edificatorio.

trasformate in categoriali con ricodifica a distribuzione equipollente[92], come indicato in Figura 233. La variabile "tipologia comune" rimane qualitativa.

Classi di superficie comunale in Kmq (2012)

"1"	"sup 3.270-12.880"	16,35 %
"2"	"sup 12.881-17.934"	16,70 %
"3"	"sup 17.935-21.994"	16,70 %
"4"	"sup 21.995-28.457"	16,87 %
"5"	"sup 28.458-45.359"	16,70 %
"6"	"sup >=45.360"	16,70 %
	superficie territoriale totale	18.405,16 kmq

Classi di popolazione residente al 2012

"1"	"pop 122-1780"	16,35 %
"2"	"pop 1781-2921"	16,87 %
"3"	"pop 2922-4528"	16,70 %
"4"	"pop 4529-7068"	16,52 %
"5"	"pop 7069-11785"	16,52 %
"6"	"pop >=11786"	17,04%
	popolazione residente totale	4.881.756 ab.

Classi di superficie aggregata (2012)

"1"	" sup aggr % 0.190-2.115"	24,96 %
"2"	" sup aggr % 2.116-4.317"	24,96 %
"3"	" sup aggr % 4.318-7.058"	24,96 %
"4"	" sup aggr % >=7.059"	25,13 %
	superficie aggregata totale	781,19 kmq

Classi di superficie urbanizzata (2012)

"1"	"sup urbana % 0.260-4.877"	24,96 %
"2"	"sup urbana % 4.878-8.692"	24,96 %
"3"	"sup urbana %8.693-13.681"	24,96 %
"4"	"sup urbana % >=13.682"	25,13 %
	superficie urbanizzata totale	1.487,24 kmq

Classi di superficie impermeabilizzata (2012)

"1"	"sup imp % 0.850-8.309"	24,96 %
"2"	"sup imp % 8.310-14.451"	24,78 %
"3"	"sup imp % 14.452-22.276"	25,13 %
"4"	"sup imp % >=22.277"	25,13 %
	superficie impermeabilizzata totale	2492,11 kmq

Classi di superficie SAU (2012)

"1"	"sau % 0.480-35.271"	24,96 %
"2"	"sau % 35.272-64.442"	24,78 %
"3"	"sau % 64.443-79.421"	25,13 %
"4"	"sau % >=79.422"	25,13 %
	superficie SAU totale in	9.016,05 kmq

Figura 233 - Variabili categoriali al 2012

Quadro descrittivo fornito dalla matrice di input

Nella regione il 59,2% dei comuni sono in pianura, mentre il resto si distribuisce con uguale frequenza in montagna e collina. Per ragioni storiche e geografiche i comuni di montagna tendono ad essere di dimensione elevata (aumenta la loro numerosità con la superficie territoriale), mentre la situazione si inverte nei comuni di collina (generalmente più piccoli, se si escludono quelli a ridosso delle catene montuose pre-alpine). La relazione tende ad indebolirsi anche nei comuni di pianura. In questa classe la frequenza decresce a partire dal valore modale sup2.

In media, i comuni di dimensioni territoriali maggiori tendono ad ospitare più popolazione: si rileva, infatti, una significativa relazione fra dimensione demografica e territoriale. Vi sono, tuttavia, situazioni intermedie in cui comuni della stessa dimensione presentano densità variabile con la appartenenza geografica e insediativa. Ciò è evidente nelle classi sup3 e sup4. L'incrocio fra superficie territoriale e consumo di suolo aggregato (in termini relativi) evidenzia con una certa chiarezza il *pattern* a cui l'ipotesi generale allude: ovvero che il consumo di suolo aggregato è maggiore nei comuni più piccoli rispetto ai più grandi, con interessanti situazioni intermedie. Analoghe considerazioni valgono per la distribuzione dell'urbanizzato nei comuni di diversa dimensione territoriale. In generale, l'impermeabilizzato presenta una distribuzione analoga all'aggregato e all'urbanizzato e ciò in ragione dei rapporti di copertura utilizzati per lotto costruito e per la consistenza del consumo di suolo infrastrutturale (soprattutto viario) dovuto alla dispersione.

Soprattutto in pianura la presenza di Sau è associata alla dimensione, anche se i profili delle classi dimensionali intermedie (soprattutto sup3 e sup4) sono più equilibrati. Va comunque rilevato che il quadro appena descritto non evidenzia soltanto relazioni significative fra dimensione e profili di uso del suolo. Nel diffuso la superficie urbanizzata è in larga misura impermeabilizzata, come se si trattasse di insediamenti compatti. Sono elevate anche le correlazioni fra "aggregato" e "impermeabilizzato", mentre la dimensione demografica non risulta significativamente correlata con il profilo di consumo di suolo rappresentato dalle quattro variabili "aggregato", "urbanizzato", "impermeabilizzato" e "Sau".

[92] La frequenza equipollente riconosce significatività statistica alle modalità, indipendentemente dalla semantica funzionale o istituzionale. Nella analisi multidimensionale la frequenza equipollente è stata preferita ad altre (ricavabili con intervalli "normativi") per non influenzare l'inerzia totale della tavola di dati e per rafforzare l'approccio esplorativo.

Una evidenza importante è la correlazione fra uso infrastrutturale e uso aggregato (al netto delle infrastrutture) al 2007 e al 2012, come indicato nei due grafici di Figura 234 relativi alla totalità dei comuni. La correlazione viene confermata, con leggere variazioni, per classi di dimensione e localizzazione. Questa "regolarità" evidenzia un effetto di trascinamento del consumo di suolo aggregato rispetto al consumo di suolo infrastrutturale. Si tratta di un effetto tipico della diffusione, opposto a quello generato dalla densificazione.

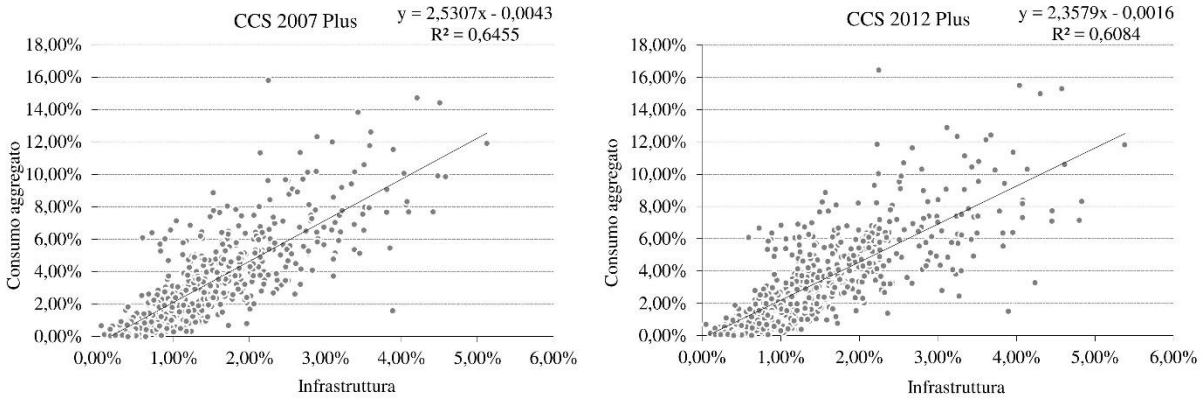


Figura 234 - Uso infrastrutturale e uso aggregato al 2007 e al 2012

Risultati della analisi fattoriale e della classificazione

Il quadro conoscitivo evidenzia significative relazioni fra coperture/usi del suolo e superfici comunali per contesti geografici. Per verificare la plausibilità dell'ipotesi si considerano attive le classi di superficie, di consumo aggregato e di urbanizzato, mentre vengono assunte come supplementari, e quindi di aiuto alla interpretazione, la tipologia, le classi di popolazione residente, di impermeabilizzato e di Sau. La fattorizzazione è ponderata con la superficie comunale[93].

I primi sette fattori estratti spiegano l'80% dell'inerzia totale ed evidenziano le principali relazioni strutturali alla base della classificazione. La classificazione è stata effettuata su 7 fattori con 3 partizioni esplorative (ogni partizione è un insieme di classi). Incrociando le 3 partizioni migliori si ottengono 18 classi stabili[94]. La funzione obiettivo (o di perdita d'inerzia) evidenzia due punti di discontinuità a 3 e 6 classi. Per il commento esplorativo vengono utilizzate 6 classi. La partizione a sei classi conferma la specificità dei profili dei comuni di montagna e di pianura di dimensioni ridotte, ma consente anche una migliore interpretazione della classe intermedia che viene, per l'appunto, disaggregata (figura 4).

La prima classe comprende 68 comuni (27,8% della superficie regionale totale) di dimensione demografica ridotta, localizzati in prevalenza in montagna (poco più del 64%) con superfici territoriali elevate, basse incidenze di consumo aggregato, urbanizzato e impermeabilizzato. Anche la Sau è ridotta per la presenza di boschi e pascoli.

La seconda classe comprende 102 comuni (che occupano il 23,4% della superficie totale, localizzati prevalentemente in pianura, ma con una certa caratterizzazione collinare). Superficie e popolazione presentano valori medio-alti, mentre le quote di consumo aggregato, urbanizzato e impermeabilizzato sono oscillanti attorno ai valori centrali. Data la localizzazione, la presenza di Sau tende ai valori superiori.

La terza classe comprende i 95 comuni di dimensione territoriale minore localizzati in pianura per quasi il 61%, ma con una significativa presenza collinare (il 30,8% rispetto alla media del 14,4%): tutti si pongono in modalità sup1 e occupano il 5,2% della superficie regionale. Le dimensioni demografiche prevalenti sono le prime 3 (pop1-3) e quindi si tratta di comuni relativamente piccoli. Sono elevati i tassi di urbanizzato e impermeabilizzato. Più variabile è l'aggregato, anche se significativa è la classe di consumo superiore. Per ragioni geografiche la Sau è medio-bassa.

[93] Le variabili supplementari non contribuiscono alla inerzia e quindi alla rilevanza delle relazioni di struttura fra descrittori demografici e di uso del suolo. Un test con fattorizzazione non ponderata ha fornito risultati simili, ma con minore inerzia spiegata dai primi fattori.

[94] La stabilità delle classi (estratte con classificazione non gerarchica iterativa sulle coordinate fattoriali dei comuni) deriva dall'incrocio delle partizioni migliori riconosciute nella funzione di perdita d'inerzia, sulla base di un criterio di ottimizzazione del rapporto fra varianza interna e varianza esterna delle classi. La procedura iterativa si arresta quando le variazioni marginali tendono a zero.

La quarta classe è la più numerosa: 131 comuni per una superficie totale pari al 18,3% della superficie regionale. Si tratta di comuni di pianura con superficie media (l'intervallo modale è sup3, fra 18 e 22 kmq) e di dimensione demografica elevata (il 47,5% è in pop6). In questi comuni i tassi di consumo aggregato, urbanizzato e impermeabilizzato raggiungono i valori massimi, mentre la Sau si mantiene a livelli intermedi.
La quinta classe comprende 97 comuni che occupano l'8,1% della superficie regionale totale. Tutti i comuni appartengono alla classe sup2 (fra 13 e 18 kmq). Si tratta quindi di comuni di dimensione territoriale ridotta, localizzati prevalentemente in pianura e collina con dimensione demografica variabile. Elevate sono le quote di urbanizzato e impermeabilizzato, mentre l'aggregato e la Sau si presentano con maggiore variabilità.
L'ultima classe (la sesta) comprende 88 comuni di dimensione sup5 (fra 28 e 45 kmq), con popolazione variabile: qui si contrappongono le classi demografiche estreme. I comuni interessati occupano il 17,3% della superficie regionale con un profilo molto prossimo alla media generale. Il consumo di suolo è ridotto in termini di aggregato e impermeabilizzato, mentre aumenta leggermente per l'urbanizzato. Anche la Sau è elevata. Nel primo piano fattoriale sono mappati i sei centroidi di classe (Figura 266). Ciò evidenzia come può essere scomposta la nuvola.

Classi	Numero	Peso	sup 1	sup 2	sup 3	sup 4	sup 5	sup 6	aggr 1	aggr 2	aggr 3	aggr 4	urb 1	urb 2	urb 3	urb 4
1	68	27.8	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	94.0	93.4	6.6	0.0	0.0	92.2	7.8	0.0	0.0
			~~	~~~	~~~	----	~~~	++++	++++	----	~~~	~~~	++++	----	~~~	~~~
2	102	23.4	0.0	0.0	0.0	42.1	0.0	57.9	2.3	38.5	50.0	9.2	5.9	49.7	39.9	4.5
			~~	~~~	~~~	++++	~~~	++	----	++	++++	----	----	++	++	----
3	95	5.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.5	26.4	22.6	36.5	8.7	25.6	29.7	36.0
			+++	~~~	~~~	~~~	~~~	~~~	----	++	~~~	++	----	~~~	++	++++
4	131	18.3	0.0	0.0	56.9	10.4	9.4	23.3	11.1	14.1	16.7	58.1	8.1	19.9	13.6	58.4
			~~	~~~	++	--	----	--	----	--	--	++++	----	--	--	++++
5	97	8.1	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.6	28.6	34.3	23.5	12.5	22.8	30.7	34.0
			~~	++++	~~~	~~~	~~~	~~~	----	++	++	++	----	~~~	++	++
6	88	17.3	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	37.3	27.0	21.0	14.8	43.5	26.6	25.0	5.0
			~~	~~~	~~~	~~~	++++	~~~	~~~	++	~~~	--	~~~	~~~	++	----
Profilo globale	581	100.0	5.2	8.1	10.4	13.4	19.0	43.9	36.8	21.7	22.3	19.1	37.4	25.2	20.2	17.2

Classi	Numero	Peso	Montagna	Collina	Pianura	pop 1	pop 2	pop 3	pop 4	pop 5	pop 6	imp 1	imp 2	imp 3	imp 4	sau 1
1	68	27.8	64.3	3.3	32.4	17.8	14.9	20.5	16.7	12.0	18.1	91.5	8.5	0.0	0.0	70.7
			+++	----	--	++	~~~	++	~~~	--	--	++++	----	~~~	~~~	++
2	102	23.4	13.8	18.6	67.5	2.2	4.6	10.7	19.9	15.2	47.4	5.7	38.0	49.8	6.5	28.4
			----	++	~~~	----	----	--	++	~~~	++	----	++	++++	----	--
3	95	5.2	8.5	30.8	60.7	25.9	27.7	18.3	10.6	16.2	1.3	12.0	22.7	29.3	36.1	12.5
			----	++++	~~~	++++	++++	++	--	~~~	----	----	~~~	++	++++	----
4	131	18.3	5.3	17.3	77.4	7.6	11.9	8.6	11.2	13.2	47.5	9.4	15.8	17.1	57.7	11.7
			----	~~~	++	--	~~~	--	--	~~~	++	----	--	--	++++	----
5	97	8.1	8.1	22.5	69.4	16.5	20.8	18.5	19.7	17.3	7.2	11.7	26.3	33.0	29.0	12.6
			----	++	++	++	++	++	++	~~~	----	----	~~~	++	++	----
6	88	17.3	34.0	15.0	50.9	17.1	12.4	16.5	15.9	20.7	17.5	40.7	26.7	23.8	8.8	38.3
			~~	~~~	~~~	++	~~~	~~~	~~~	++	--	~~~	++	~~~	----	~~~
Profilo globale	581	100.0	29.0	14.4	56.5	12.5	12.7	15.0	16.2	15.1	28.5	37.1	22.1	23.1	17.8	36.7

Classi	Numero	Peso	sau 2	sau 3	sau 4
1	68	27.8	12.7	6.8	9.8
			--	----	----
2	102	23.4	16.6	26.8	28.2
			~~	++	++
3	95	5.2	44.5	18.5	24.6
			+++	~~~	~~~
4	131	18.3	36.4	33.5	18.4
			++	++	~~~
5	97	8.1	25.2	28.3	34.0
			++	++	++
6	88	17.3	12.9	20.0	28.7
			--	~~~	++
Profilo globale	581	100.0	20.6	21.0	21.7

R (rapporto tra profilo di classe e profilo globale)

```
----      - -      ~ ~      + +      ++++   valore
---------->|<---------->|<---------->|<---------->|<---------- del
    0.50      0.80      1.20      2.00      rapporto R
```

Figura 235 - Profili delle 6 classi

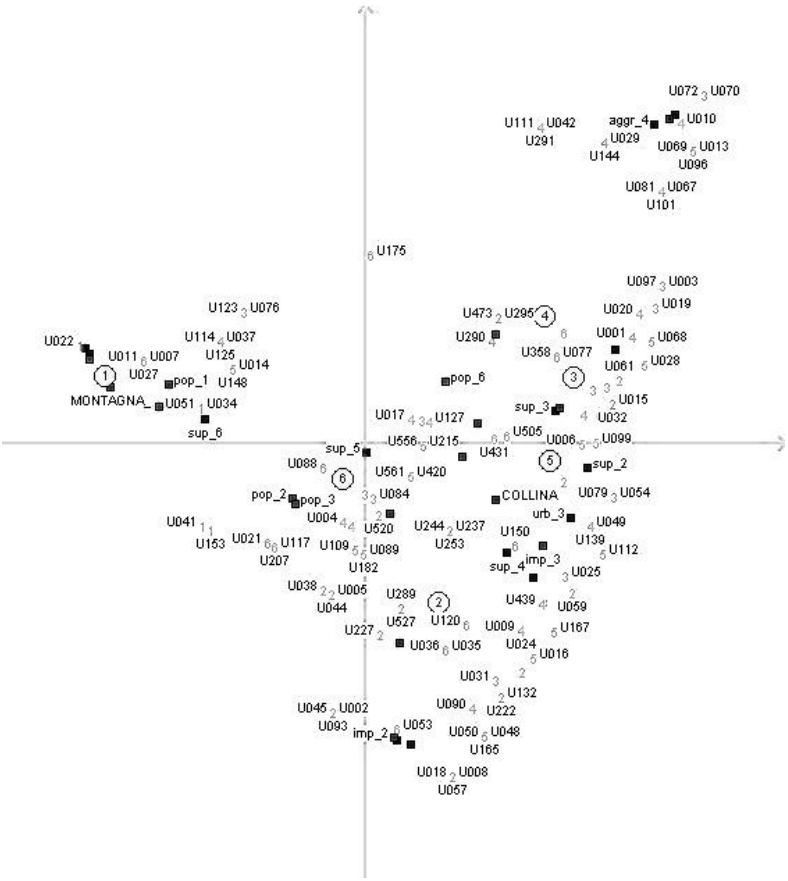


Figura 236 - Proiezione sovrapposta di variabili e comuni sul primo piano fattoriale (mappa delle 6 classi con relativi centroidi)

Conclusioni

I risultati consentono di approfondire l'ipotesi e di riconoscere alcune implicazioni fornite dall'evidenza in merito alla impermeabilizzazione, alla Sau e ai recenti provvedimenti finalizzati al contenimento di consumo di suolo e alla 'rigenerazione'.

Al di là delle specifiche destinazioni d'uso, l'impermeabilizzazione del suolo è forse l'indicatore più interessante in termini ambientali, energetici e di impatto nei diversi ambienti insediativi per classi dimensionali. Significativa è la sua variazione in un periodo di soli cinque anni[95]. Nei piccoli comuni l'impermeabilizzato ha oramai superato il 20%, quasi il doppio rispetto a quanto accade nei grandi comuni. Se ci si limita alla pianura e alla collina l'incidenza raggiunge, nel 2012, quasi il 22% nei comuni minori, contro una media del 17% in quelli di dimensione maggiore.

Diversi sono i profili delle incidenze della Sau per classi dimensionali nel 2007. Essi variano con la localizzazione geografica, l'appartenenza a specifici sistemi colturali e la loro standardizzazione tecnologica. In collina e pianura le classi modali sono quelle centrali, con una incidenza media che supera il 70%, mentre valori analoghi presentano le coppie di classe agli estremi. Nel 2012 in collina e pianura la classe modale si riduce alla quarta con una incidenza media che si mantiene attorno al 70%.

Nel periodo 2007-12 si rileva una riduzione della Sau in tutte le classi dimensionali, ma soprattutto in quelle minori. Più stabile è invece il profilo montano, con riduzioni "decimali", anche se l'analisi più precisa (effettuata nel 2016) degli usi a prato, pascolo, boschi e foreste evidenzia sia fenomeni di "compensazione" fra naturalizzazione e artificializzazione che differenziati bilanci locali.

Se si correla la Sau al consumo aggregato di suolo emergono in media due "relazioni" contrastanti in altrettanti *cluster* di comuni[96]. Nel primo *cluster* la correlazione fra le due variabili è significativamente negativa, ovvero la Sau tende a diminuire con l'incremento del consumo aggregato di suolo. L'erosione di Sau da parte dell'aggregato muta per localizzazione e dimensione dei comuni. Nel secondo *cluster* la

[95] La maggiore efficienza dei dispositivi di osservazione, lettura e trattamento dei dati spaziali contribuisce solo in parte a catturare l'aumento della impermeabilizzazione. Va anche rilevato che la maggiore affidabilità dei dati ottenuti, utilizzando le nuove tecnologie di osservazione della terra e una più elaborata sensoristica, potrebbe contribuire a migliorare la verosimiglianza delle stime.

[96] Elaborazioni disponibili su richiesta.

relazione appare positiva anche se ad elevata variabilità. Si tratta di comuni che, indipendentemente dalla dimensione, riproducono una sorta di "costante" nel rapporto fra Sau e aggregato. Essa è principalmente dovuta al modello insediativo generatore di spazi agricoli confinati, interclusi e di risulta e alla presenza di attività agricole a contenuto tecnologico crescente. La "costante" può essere utilizzata come uno dei fattori della cosiddetta "rurbanità".

Le recenti misure di programmazione e di controllo sul contenimento del consumo di suolo, ed in particolare la identificazione degli ambiti sovracomunali omogenei (31 Aso), non sembrano cogliere appieno le implicazioni dell'ipotesi testata in questo lavoro[97]. Al di là delle discutibili 'quote' assegnate sulla base delle risultanze della indagine conoscitiva di Agosto-Ottobre 2017 e s.m.i, il consumo di suolo tende ad essere valutato rispetto ad astratti scenari di decontaminazione e sostenibilità in territori più vasti del singolo comune[98]. Non è tuttavia scontato che nel contesto veneto la gestione d'area vasta dei processi di localizzazione industriale, commerciale e di servizio contribuisca a ridurre il consumo di suolo in modo significativo. Se la riduzione della frammentazione (in termini gestionali e/o amministrativi) non viene accompagnata da ipotesi di armatura agricola, ambientale, storico-culturale, infrastrutturale e logistica, oltre che da opportuni bilanci territoriali, è prevedibile un ulteriore aumento delle "diseconomie" nei quattro contesti geografici (litorale, pianura, collina e montagna). La domanda diffusa di suolo per consumo "aggregato" sembra produrre un effetto accelerativo a fini infrastrutturali, sia in termini di grandi opere che di interventi sui tessuti e sulle accessibilità locali. D'altra parte, è noto che i progetti infrastrutturali di rango superiore generano significativi "effetti di attesa" e favoriscono varianti radicali negli schemi di uso del suolo e nei potenziali eco-sistemici (Patassini D., Basso M. e Borghelot G. 2015). In entrambi i casi si rischia di sottovalutare i costi totali di connessione, mitigazione, ricucitura e rifunzionalizzazione. Ciò esula dal presente contributo, ma non sembra inverosimile che problemi connessi ad un inefficiente consumo di suolo vengano affrontati, soprattutto nei comuni più piccoli, con ulteriore consumo di suolo. Evidenze derivano da molti progetti di gerarchizzazione e di fluidificazione dei flussi di traffico in ambienti insediativi isotropi, dove la densificazione della rete e i relativi effetti di cattura fondiaria comportano consumi aggiuntivi. Ciò può avvenire in presenza di una soglia 'frizionale' di capitale fondiario e immobiliare interessato ai mutevoli cicli di dismissione. Non va, infatti, sottovalutato come fattori fisici, finanziari e fiscali interagiscano, mantenendo artificialmente "fuori circuito" per tempi anche molto lunghi quote significative di *stock* immobiliare dismesso, invenduto o non locato[99]. I dati disponibili non consentono un ragionevole confronto fra le configurazioni di lungo e di breve periodo. Ma ciò che emerge con una certa evidenza è che il suolo si consuma anche in momenti di crisi, quando più cruciale diventa il conflitto fra dinamiche di riconversione/adattamento al ciclo generale e inerzie nell'utilizzo dello *stock* immobiliare esistente.

Brentan E., Cestaro M., De Gennaro M., Foccardi M., Miotto A. (2015). La Carta di Copertura del Suolo della Regione Veneto come strumento di supporto alla panificazione territoriale e paesaggistica. In: Atti della XIX Conferenza nazionale ASITA2015, Lecco, pp. 183-190.

Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Lussemburgo: Ufficio delle pubblicazioni dell'Unione Europea.

Confartigianato Imprese Veneto (2017), Indagine sui capannoni dismessi in regione Veneto.

Griguolo S., Palermo P.C., a cura, (1984). Nuovi problemi e nuovi metodi di analisi territoriale. Franco Angeli, Milano.

Griguolo S. (2013). Addawin, Iuav Università di Venezia.

ISPRA (2015), Il consumo di suolo in Italia, Rapporto 218/2015.

ISPRA (2016), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi eco-sistemici – Edizione 2016, Rapporto 248/2016.

ISPRA (2017), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi eco-sistemici – Edizione 2017, Rapporto 266/2017.

Palermo P.C., (1983). Modelli di analisi territoriale. F Angeli, Milano.

Patassini D., Basso M. e Borghelot G. (2015). Spatial patterns of the "Mestre through highway" within the Venetian Metropolitan Area (Italy). In: Woltjer J., Alexander E., Ruth M. Place-Based Evaluation for Integrated Land-Use Management. Ashgate, Aldershot.

[97] Lr 6/6/2017, n. 14 'Disposizioni per il contenimento del consumo di suolo e modifiche della Lr 23/4/2004, n. 11 "Norme per il governo del territorio e in materia di paesaggio". La legge punta ad una riduzione del consumo di suolo non ancora urbanizzato in coerenza con l'obiettivo europeo di azzeramento entro il 2050 (CE, 2012). Per la stima della quantità massima di consumo di suolo ammessa e per la sua ripartizione territoriale, la Direzione Pianificazione Territoriale ha condotto una indagine conoscitiva conclusasi il 7/10/2017. La copertura riguarda il 94% del totale dei comuni della regione. Sui problemi posti dall'"azzeramento" vedi Patassini D., Pozzer G. (2016) e Patassini D. (2017), mentre su politiche in corso vedi Vescovo E. (2017).

[98] L'assegnazione delle quote avviene per areali ad elevata variabilità senza tener conto dell'effetto che la "dimensione" potrebbe avere su deroghe e norme transitorie.

[99] Una recente indagine condotta da Confartigianato Imprese Veneto, in collaborazione con Università Iuav di Venezia e Regione Veneto e realizzata da Smart Land, stima quasi 10.000 capannoni dismessi, il 12% del totale (fonte: dati catastali 2016). Si tratta di un valore triplicato rispetto alla stima effettuata negli anni '90 dalla stessa Università Iuav (Facoltà di pianificazione del territorio).

Patassini D. (2015). “Scarti” fra tecnica e politica. Il potenziale inutilizzabile della nuova Banca Dati della Copertura del Suolo nella Regione del Veneto. Eddyburg, luglio. <http://www.eddyburg.it/2015/07/scarti-fra-tecnica-e-politica-il.html>.
Patassini D., Pozzer G. (2016). “Ettaro zero”. In: Adesso tocca a noi. Quarto incontro MAD – Mitigazione e adattamento, CUOA, Vicenza, 5 maggio 2016 (conference paper).
Patassini D. (2017). “Ettaro zero”: uno slogan oltre la crisi. Odeo Olimpico, XXX, 2015-2016, Accademia Olimpica Vicenza, pp. 279-289.
Regione del Veneto. Quadro Conoscitivo ai sensi dell’articolo 10 della l.r. 11 del 2004, disponibile su: http://idt.regione.veneto.it/app/metacatalog/
Regione del Veneto. CCS 2007 plus: Carta di Copertura del Suolo 2007, disponibile su: http://idt.regione.veneto.it/app/metacatalog/
Regione del Veneto. CCS 2012 plus: Carta di Copertura del Suolo 2012, disponibile su: http://idt.regione.veneto.it/app/metacatalog/
Regione del Veneto (2015), Presentazione della Carta di Copertura del Suolo 2012 al Seminario “L’approfondimento tematico della banca dati della copertura del suolo del Veneto e relativo aggiornamento”. Venezia, 15 luglio.
Regione del Veneto, Lr 6/6/2017, n. 14 ‘Disposizioni per il contenimento del consumo di suolo e modifiche della Lr 23/4/2004, n. 11 “Norme per il governo del territorio e in materia di paesaggio”. Art 4 ‘Misure di programmazione e di controllo sul contenimento del consumo di suolo’.
Vescovo E. (2017). Rassegne: limitare il consumo di suolo in Italia è possibile: una riflessione a partire dalle politiche e pratiche europee ed italiane in corso. Archivio di studi urbani e regionali, 118(1), 171-178

DIMENSIONI URBANE TRA CONSUMO DI SUOLO E PROSPETTIVE DI TRASFORMAZIONE

17. La definizione di politiche di ricomposizione paesaggistica a partire da un’analisi della morfologia urbana dei territori

Silvia Ronchi (Dipartimento di Architettura e Studi Urbani DAStU, Politecnico di Milano)

Le forme insediative di sviluppo urbano condizionano la qualità paesaggistica di un determinato territorio.
Le dinamiche di *sprawl*, *sprinkling* e dispersione insediativa, ormai largamente diffuse e riconosciute in molte realtà italiane (Romano, Zullo, Fiorini, Ciabò, et al., 2017; Romano and Zullo, 2012), sono forme differenti di urbanizzazione che incidono sulla sostenibilità ambientale e sulla resilienza territoriale. La morfologia urbana dello sprawl è comunemente riconosciuta come insostenibile dal punto di vista ambientale, economico e sociale (Carruthers and Ulfarsson, 2003; Dupras and Alam, 2014a; European Environment Agency, 2006; Frumkin, 2002; Inostroza et al., 2013; Siedentop and Fina, 2010) in quanto presenta costi e impatti più elevati rispetto ad altre forme di sviluppo insediativo. La frammentazione degli habitat naturali, la perdita di terreni agricoli, l’incremento del suolo consumato per la realizzazione di nuove infrastrutture, nonché l’aumento del rischio di inondazioni dovuto alle superfici impermeabili, sono alcuni dei principali impatti derivanti da un tipo di sviluppo urbano disperso (Angel et al., 2012; Artmann, 2014; Dupras et al., 2016; ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2017; Ursić et al., 2016; Xi et al., 2012). Tali impatti hanno delle evidenti ripercussioni sulla qualità paesaggistica dei luoghi modificandone radicalmente gli elementi strutturali che garantiscono la riconoscibilità e la percezione di un territorio a cui si legano il senso di appartenenza, e la dimensione emotiva e identitaria della società.
La crescente consapevolezza degli impatti ambientali e paesaggistici delle forme insediative disperse e la correlazione tra deregolamentazione urbanistica e dispersione insediativa (Camagni et al., 2002; ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2014), hanno richiesto nuove modalità di valutazione delle morfologie urbane necessarie per lo sviluppo di adeguate politiche territoriali.
L’utilizzo di indicatori morfologici permette di identificare l’eterogeneità delle forme insediative in un paesaggio, comprendendo le dinamiche storiche avvenute e proponendo strategie ambientalmente sostenibili per il miglioramento paesaggistico (Botequilha Leitão and Ahern, 2002; Hennig et al., 2015; Renetzeder et al., 2010; Schneider and Woodcock, 2008; Uuemaa et al., 2013).
Inoltre, la sempre maggiore attenzione alla conservazione del capitale naturale (Crossman et al., 2009; Daily, 1997; Ekins et al., 2003; Häyhä and Franzese, 2014) richiede l’adozione di politiche e strategie

volte alla rigenerazione urbana come paradigma del riutilizzo fisico e sociale di spazi degradati, inutilizzati o dismessi evitando o contenendo la dispersione insediativa (Arcidiacono et al., 2016). I processi di rigenerazione devono essere implementati laddove lo sprawl urbano determina un impatto consistente sul paesaggio, pertanto la definizione e la valutazione dei modelli paesaggistici associati ai fenomeni di espansione urbana è uno strumento di supporto essenziale per lo sviluppo di strategie e azioni di governance del territorio.
Il paper presenta un indicatore composito di morfologia urbana (Urban morphology index - UMI) basato sull'aggregazione di tre elementi: 1) porosità urbana; 2) frammentazione urbana; e 3) forma urbana (McGarigal and Marks, 1994). L'indicatore è stato sviluppato nell'ambito della revisione al Piano Paesaggistico della regione Lombardia (PPR) per la definizione delle dinamiche di trasformazione del paesaggio e per l'individuazione di contesti e sistemi da riqualificare e riprogettare valorizzando il sistema rurale e agricolo, nonché i caratteri di naturalità.
Nel corso degli anni, in Italia, numerose metodologie sono state proposte e utilizzate per analizzare la distribuzione spaziale di alcuni fenomeni di urbanizzazione (ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2017; Marinosci et al., 2014; Romano, Fiorini, Zullo and Marucci, 2017; Romano and Zullo, 2013; Salvati et al., 2012). Considerando la complessità e la numerosità delle possibili forme insediative, la valutazione delle tipologie morfologiche deve necessariamente includere criteri di aggregazione spaziale differenti utilizzando quindi un'analisi multicriteriale delle variabili di urbanizzazione (Mubareka et al., 2011; Pozoukidou and Ntriankos, 2017). La considerazione di più variabili è inoltre fondamentale per comprendere i diversi impatti delle forme morfologiche, ad esempio sulla fornitura dei Servizi ecosistemici. Infatti, le forme urbane frammentate incidono maggiormente sulla funzionalità dei suoli limitandone la capacità di stoccaggio del carbonio, riducendo la capacità di riciclo delle acque e la fornitura di materie prime e cibo (Dupras and Alam, 2014b).
Un possibile approccio per descrivere le diverse tipologie di paesaggio consiste nel definire la loro forma territoriale analizzando la distribuzione dell'uso del suolo e combinando la stessa a elementi fisici come edifici e infrastrutture (Clifton et al., 2008).
Tale approccio è assunto come metodo per la definizione dell'UMI quale indicatore composito sperimentale basato su metriche quantitative proprie dell'ecologia del paesaggio (Ingegnoli, 1993; Inostroza et al., 2013).
L'indicatore UMI è stato sperimentato in Lombardia, regione fortemente compromessa dal punto di vista ecologico-ambientale per lo più a causa delle attività antropiche che, nel tempo, hanno modificato i caratteri paesaggistici e che tuttora minacciano il patrimonio agricolo e naturale (ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2017; Pileri, 2012; Pileri and Maggi, 2010; Salata and Ronchi, 2014). Il territorio regionale è caratterizzato da una peculiare varietà di tipologie di paesaggio (urbano, montano, collinare, lacustre, fluviale e agricolo) e, allo stesso modo, da uno sviluppo urbano eterogeneo che comprende modelli dispersi, frammentati, leapfrog e sprawl (ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2017; Mazzocchi et al., 2013).
Le variabili considerate per l'UMI sono state analizzate per l'intero territorio regionale e in seguito disaggregate a livello comunale (Figura 237), includendo:
i) la porosità urbana, intesa come la relazione tra superfici permeabili e impermeabili delle aree urbanizzate (elaborazioni svolte su dati Copernicus, HRL Imperviousness) calcolata come:

$$\text{Porosità urbana} = \frac{\text{Aree urbanizzate} - \text{superficie impermeabili}}{\text{Aree urbanizzate}} * 100$$

ii) la frammentazione (in letteratura come Patch density – PD (McGarigal and Marks, 1994)) calcolando l'estensione degli insediamenti e relazionandola con il numero di poligono che la compongono, ovvero:

$$\text{Patch density (PD)} \quad \frac{\text{n° di poligoni delle Aree urbanizzate}}{\text{Aree urbanizzate}} * 100$$

iii) la forma urbana (in letteratura come Shape index - SHAPE (McGarigal and Marks, 1994)) detta anche frammentazione perimetrale, ossia il rapporto tra area e perimetro di una superficie urbanizzata:

$$\text{Shape index (SHAPE)} = \frac{\frac{2\pi\sqrt{\text{Aree urbanizzate}}}{\pi}}{\text{Perimetro Aree urbanizzate}} * 100$$

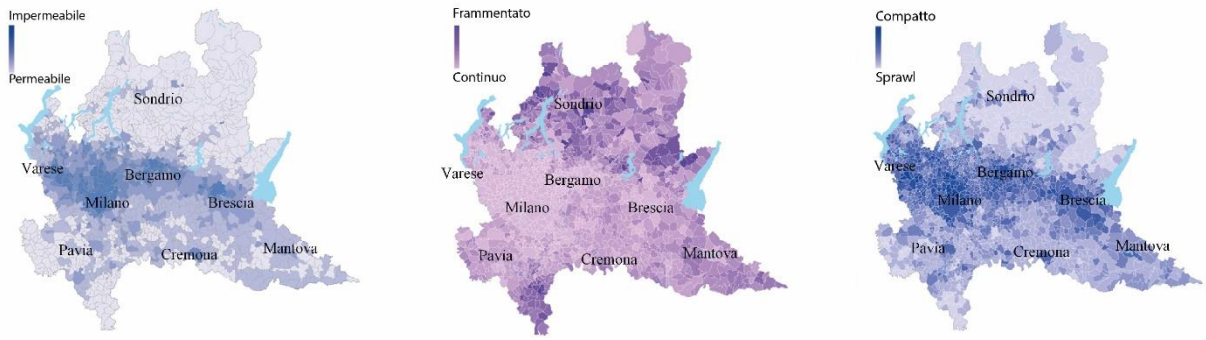


Figura 237 - Regione Lombardia (disaggregazione comunale): indice di porosità, Patch density e shape index (da sinistra verso destra).

Ciò che emerge è una maggiore compattezza degli insediamenti nell'area urbana milanese unita a una ridotta frammentazione delle aree antropizzate e a una esigua presenza di aree verdi permeabili. Diversamente, i territori montani, prealpini e dell'Oltrepò hanno un grado di frammentazione maggiore con la tendenza a formare nuclei urbani sparsi in contesti a vocazione agricola o in aree naturalistiche dimensionalmente importanti.

I tre indici elaborati sono stati successivamente combinati in un indicatore composito utilizzando la funzione "*grouping analysis*" attraverso la piattaforma Esri ArcGIS consentendo di raggruppare poligoni con valori statistici simili sulla base della distribuzione spaziale dei valori dei tre indici (indice di porosità, frammentazione - *Patch density*, e forma urbana – *Shape index*), ciò al fine di classificare le zone urbanizzate in gruppi morfologici omogenei (Figura 238).

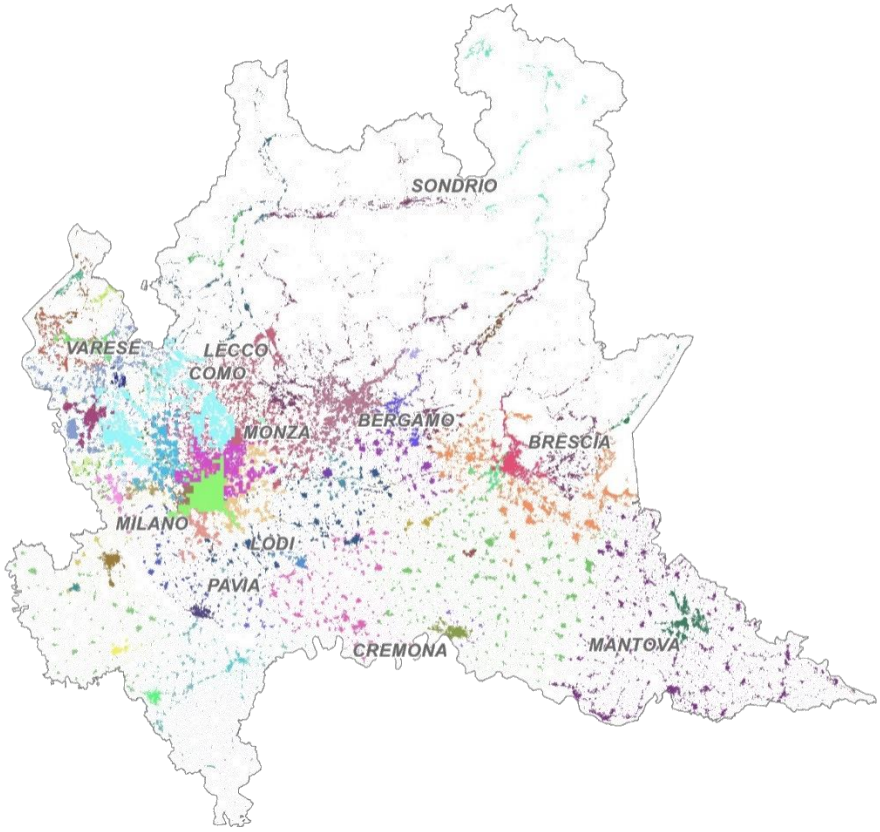


Figura 238 - Regione Lombardia. Esito dell'analisi di clusterizzazione spaziale eseguita con la funzione di *Grouping analysis*

Il raggruppamento morfologico è stato impostato inizialmente per ottenere un elevato numero di cluster permettendo, ad esempio, di identificare nella pianura agricola le aree caratterizzate dalla viticoltura nella provincia di Pavia (Oltrepò Pavese), dove la morfologia territoriale ha fortemente vincolato lo sviluppo urbano costituito principalmente da insediamenti singoli funzionali alle attività rurali, distinguendole dalle aree del lodigiano e cremonese, anch'esse a vocazione rurale ma condizionate dal recente sviluppo infrastrutturale (ferrovie e strade) che ha creato delle conurbazioni lineari lungo le principali direttrici viarie.
In seguito, si è provveduto a restringere il numero di gruppi tipologici arrivando a identificare 28 diverse morfologie suddivise in sistemi, polarità e ambiti insediativi. Tale raggruppamento è stato svolto in funzione dell'appartenenza agli Ambiti geografici del Paesaggio (AGP) in quanto contesti che presentano caratteri naturali e storici prevalentemente omogenei[100] e attraverso un'analisi documentale e bibliografica riferita ai modelli di sviluppo e insediativi del contesto regionale lombardo (Boeri et al., 1994; Lanzani, 2001) (Figura 239).

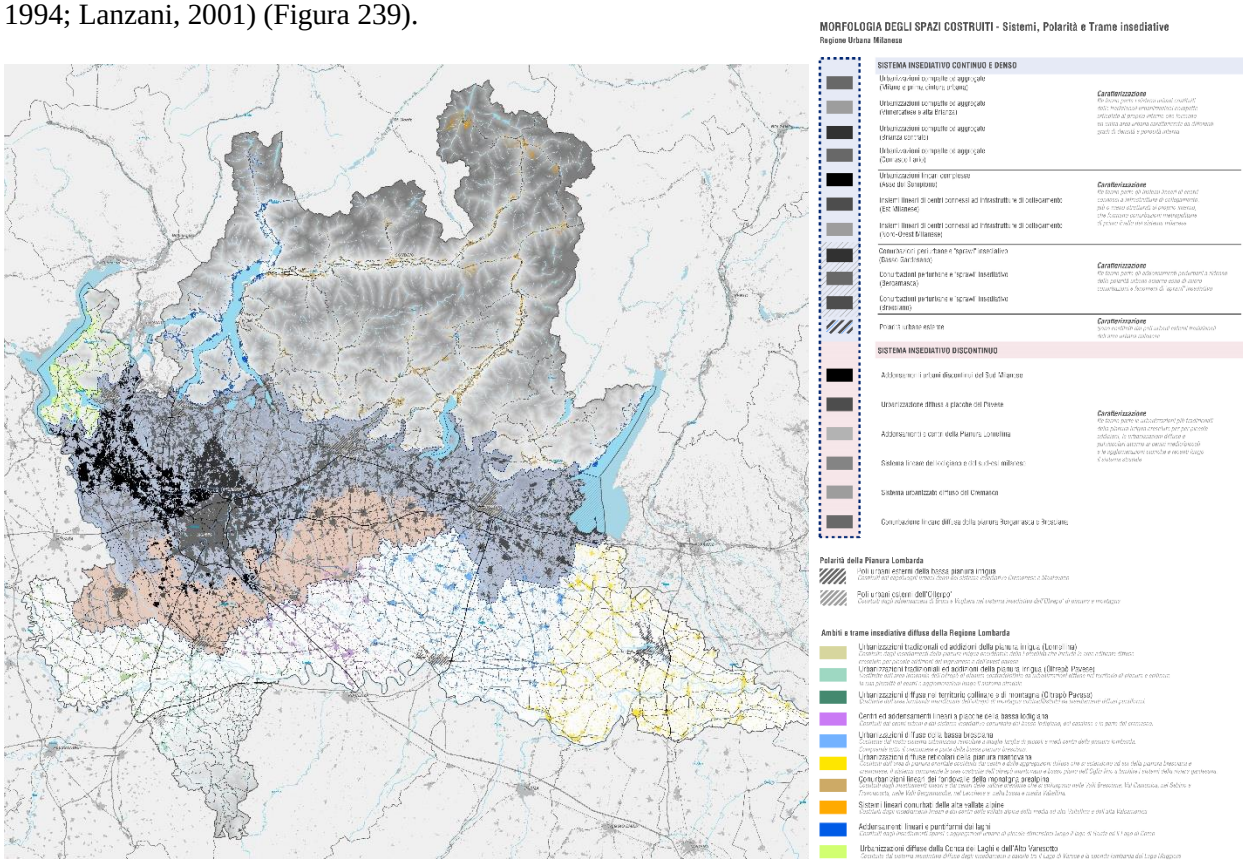


Figura 239 - Morfologie territoriali (Tavola QC 2.4 Variante al Piano Paesaggistico Territoriale della Regione Lombardia, 2017)

Attraverso l'UMI, sono state identificate le diverse morfologie che compongono un sistema apparentemente unitario ma che invece presenta strutture e metriche di paesaggio differenti. Ad esempio, è stato possibile distinguere, all'interno del sistema insediativo continuo e denso dell'area metropolitana lombarda, forme differenti di urbanizzazione (urbanizzazioni compatte, urbanizzazioni lineari, conurbazioni periurbani e sprawl insediativo, nonché polarità urbane) per le quali prevedere politiche e azioni che rispecchino le reali condizioni territoriali e che tengano in considerazione la complessità e la varietà delle tipologie insediative.
L'analisi morfologica resa possibile attraverso l'applicazione dell'UMI è stata considerata anche in forma interpretativa per fornire una lettura delle tipologie dei contesti lombardi da riqualificare. Tali contesti sono stati definiti a partire da una valutazione delle densità delle pressioni sul paesaggio, ovvero evidenziando i territori dove si sono concentrati (o si concentreranno) alcuni elementi di rischio per il paesaggio lombardo. Le criticità considerate per l'identificazione dei paesaggi che richiedono politiche di ricomposizione e riqualificazione riguardano *i)* gli elementi di trasformazione storica e di pressione

[100] Documento di Piano della variante al Piano Paesaggistico Regionale, Regione Lombardia, 2017

attiva sul territorio (ovvero il consumo di suolo avvenuto tra il 1999 e 2012, e le pressioni insediative potenziale derivate dalle previsioni di trasformazione dei Piani di Governo del Territorio vigenti); *ii)* l'intensità dei processi di crescita dell'urbanizzato; *iii)* l'individuazione dei fattori e degli elementi di degrado statici e attivi (ad esempio cave, infrastrutture, discariche, aree dismesse, elettrodotti, etc.) e le minacce per il territorio rurale (ad esempio le aree abbandonate in ambito agricolo, le aree dismesse agricolo/zootecnico, …). A tali informazioni sono stati aggiunti i risultati dell'analisi morfologica dei paesaggi permettendo di identificare le modalità di concentrazione degli elementi di degrado (ovvero la tipologia di patch: periurbano, conurbazioni lineare, condensazioni e concentrazioni); la loro localizzazione (in aree peri-urbane, lungo le infrastrutture, i corsi d'acqua o le coste lacuali, attorno alle aree metropolitane/pianeggianti, in ambiti montani), nonché la forma distributiva del fenomeno (a semicerchio, lineare, diffusa, puntuale/isolata) (Figura 240).

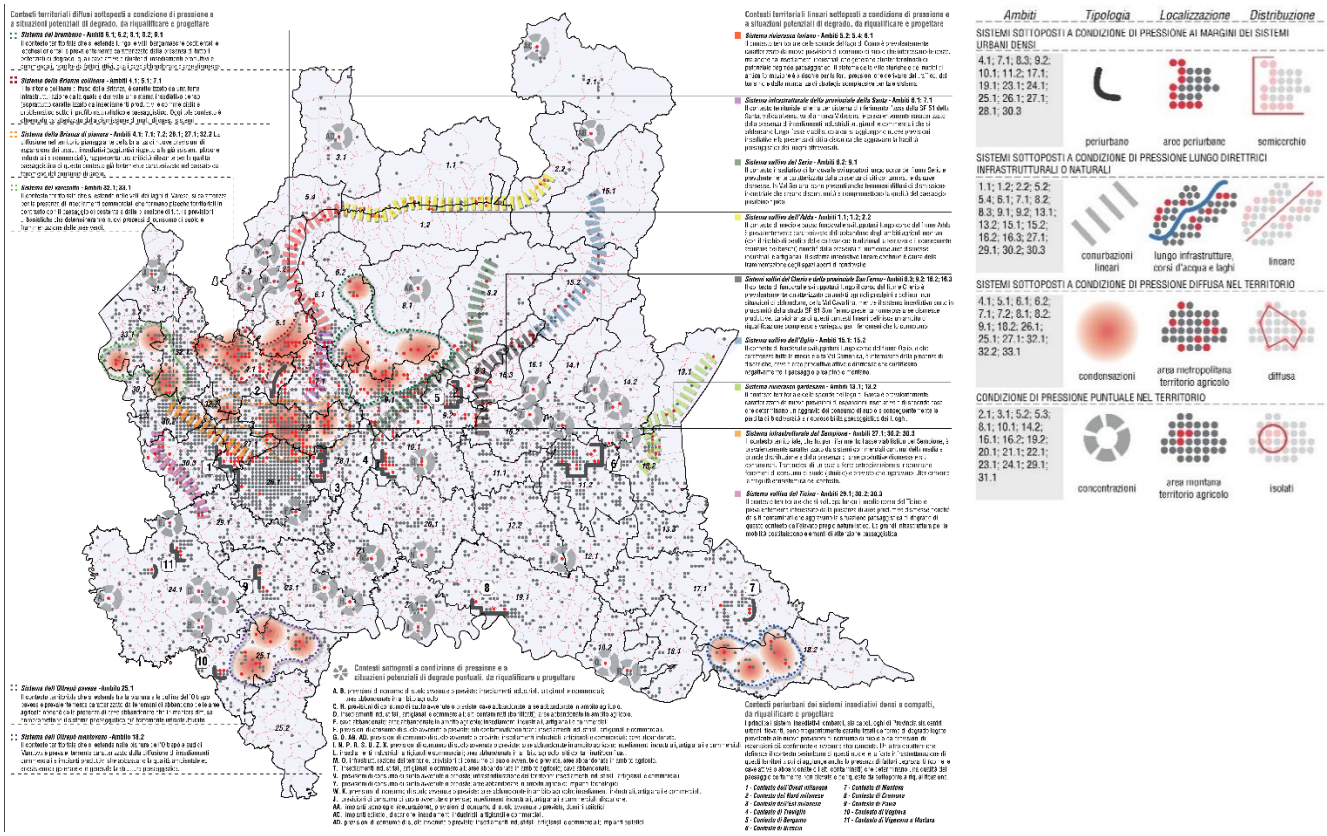


Figura 240 - I contesti di paesaggio da riqualificare e riprogettare (elaborazione su dati Tavola PR.5 Variante al Piano Paesaggistico Territoriale della Regione Lombardia, 2017)

L'esito finale è una cartografia interpretativa nella quale vengono sintetizzati i caratteri morfologici lombardi associati agli elementi di pressione e criticità. L'output permette di identificare, ad esempio, un sistema di cintura periurbano localizzato a ridosso delle grandi e medie polarità (quali Milano, Vigevano, Treviglio, Brescia, Voghera, Mantova) caratterizzate da una elevata variazione degli usi del suolo e dalla presenza di continue pressioni insediative. Oltre a ciò, si rilevano importanti conurbazioni lineari lungo i corsi d'acqua (Ticino, Adda, Serio, Oglio), nelle valli prealpine e lungo le coste dei laghi (in particolare il lago di Lecco e di Garda) tutte contraddistinte indubbiamente dalla presenza di nuove previsioni insediative, ma anche dalla dismissione di numerose aree industriali e artigianali. Infine, emergono con chiarezza anche le situazioni di degrado presenti nelle aree rurali della regione caratterizzate da un aumento delle superfici urbanizzate e dall'abbandono dei terreni agricoli con impatti notevoli sulla produzione (come in Val Brembana o nei territori dell'Oltrepò Pavese), nonché le forme di degrado puntuale che riguardano dinamiche di trasformazione concentrate in un luogo come gli impianti sciistici, le cave abbandonate o le grandi piattaforme industriali/logistiche[101].

L'UMI è stato quindi assunto nel processo di revisione del PPR della Lombardia con una duplice valenza: *i)* indagare le morfologie di sviluppo territoriale dei paesaggi lombardi; e *ii)* concorrere alla

[101] Documento di Piano della variante al Piano Paesaggistico Regionale, Regione Lombardia, 2017

definizione di contesti territoriali degradati da riqualificare e progettare definendo obiettivi di qualità paesaggistica nonché condizionamenti e indirizzi per la pianificazione locale.
L'applicazione dell'UMI nella pianificazione paesaggistica rappresenta una metodologia differente da quella tradizionalmente utilizzata basata per lo più su un metodo qualitativo/descrittivo, utilizzando invece dati spaziali quantitativi per l'identificazione delle caratteristiche morfologiche e della struttura del paesaggio.
Nell'esperienza lombarda, tale analisi è stata integrata alla valutazione sulle pressioni e criticità paesaggistiche permettendo l'identificazione delle concentrazioni e delle forme di degrado in associazione alla struttura morfologica dei paesaggi al fine di intraprendere politiche di ricomposizione paesaggistica che siano territorialmente adeguate, non basate unicamente sul tipo di degrado che si vuole contrastare ma anche in funzione del paesaggio che si vuole tutelare.
La presente combinazione permette di considerare insieme le cause (elementi di degrado) e le conseguenze (assetto morfologico attuale) di alcune dinamiche di sviluppo urbano supportando la definizione di opportune azioni correttive o pianificando strategie di miglioramento paesaggistico.
La sperimentazione nel contesto lombardo, caratterizzato da differenti varietà di paesaggio, ha permesso di verificare l'efficacia di un indicatore in un territorio complesso dove le unità di paesaggio sono molte, spesso apparentemente simili ma strutturalmente diverse, e di difficile delimitazione.
La metodologia risulta inoltre replicabile in quanto le basi informative utilizzate derivano per lo più da una riaggregazione degli usi e coperture del suolo, layer conoscitivo ampiamente diffuso che permette di calcolare l'UMI per altri contesti e in altre realtà.

Angel, S., Parent, J. and Civco, D.L. (2012), "The fragmentation of urban landscapes: Global evidence of a key attribute of the spatial structure of cities, 1990-2000", *Environment and Urbanization*, Vol. 24 No. 1, pp. 249–283.

Arcidiacono, A., Ronchi, S. and Salata, S. (2016), "Managing Multiple Ecosystem Services for Landscape Conservation: A Green Infrastructure in Lombardy Region", *Procedia Engineering*, Vol. 161, pp. 2297–2303.

Artmann, M. (2014), "Institutional efficiency of urban soil sealing management – From raising awareness to better implementation of sustainable development in Germany", *Landscape and Urban Planning*, Elsevier B.V., Vol. 131, pp. 83–95.

Boeri, S., Lanzani, A. and Marini, E. (1994), "The cities of the milanese region", *Casabella*, Vol. 607.

Botequilha Leitão, A. and Ahern, J. (2002), "Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning", *Landscape and Urban Planning*, Vol. 59 No. 2, pp. 65–93.

Camagni, R., Gibelli, M.C. and Rigamonti, P. (2002), "Urban mobility and urban form: The social and environmental costs of different patterns of urban expansion", *Ecological Economics*, Vol. 40 No. 2, pp. 199–216.

Carruthers, J.I. and Ulfarsson, G.F. (2003), "Urban sprawl and the cost of public services", *Environment and Planning B: Planning and Design*, Vol. 30 No. 4, pp. 203–522.

Crossman, N.D., Bryan, B.A. and King, D. (2009), "Integration of landscape-scale and site-scale metrics for prioritising investments in natural capital", *18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation: Interfacing Modelling and Simulation with Mathematical and Computational Sciences, Proceedings*, pp. 2363–2369.

Daily, G.C. (1997), "Nature's services: societal dependence on natural ecosystems", *Ecology*.

Dupras, J. and Alam, M. (2014a), "Urban Sprawl and Ecosystem Services: A Half Century Perspective in the Montreal Area (Quebec, Canada)", *Journal of Environmental Policy & Planning*, Vol. 17 No. 2, pp. 180–200.

Dupras, J. and Alam, M. (2014b), "Urban Sprawl and Ecosystem Services: A Half Century Perspective in the Montreal Area (Quebec, Canada)", *Journal of Environmental Policy & Planning*, Vol. 17 No. 2, pp. 180–200.

Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M. and Tello, E. (2016), "The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region", *Environmental Science & Policy*, Vol. 58, pp. 61–73.

Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C. and De Groot, R. (2003), "A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability", *Ecological Economics*, Vol. 44 No. 2–3, pp. 165–185.

European Environment Agency. (2006), *Urban Sprawl in Europe - The Ignored Challenge, EEA Report*, Vol. 10, available at:https://doi.org/10.1080/02697451003740312.

Frumkin, H. (2002), "Urban sprawl and public health.", *Public Health Reports*, Vol. 117 No. 3, pp. 201–217.

Häyhä, T. and Franzese, P.P. (2014), "Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective", *Ecological Modelling*, Vol. 289, pp. 124–132.

Hennig, E.I., Schwick, C., Soukup, T., Orlitová, E., Kienast, F. and Jaeger, J.A.G. (2015), "Multi-scale analysis of urban sprawl in Europe: Towards a European de-sprawling strategy", *Land Use Policy*, Vol. 49, pp. 483–498.

Inostroza, L., Baur, R. and Csaplovics, E. (2013), "Urban sprawl and fragmentation in Latin America: A dynamic quantification and characterization of spatial patterns", *Journal of Environmental Management*, Vol. 115 No. October 2016, pp. 87–97.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. (2017), *Consumo Di Suolo, Dinamiche Territoriali E Servizi Ecosistemici - Edizione 2017*.

ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. (2014), *Qualità Dell'ambiente Urbano - X Rapporto Edizione 2014*.

Lanzani, A. (2001), "Dinamiche dell'urbanizzazione nel sistema insediativo pedemontano e di pianura asciutta", *L'uso Del Suolo in Lombardia Negli Ultimi 50 Anni*, No. Tarulli 2001, pp. 77–94.
Marinosci, I., Assennato, F., Congedo, L., Luti, T., Munafò, M., Ferrara, A., Riitano, N., et al. (2014), "Forme di urbanizzazione e tipologia insediativa", *Qualita' Dell'ambiente Urbano - X Rapporto*, pp. 72–83.
Mazzocchi, C., Sali, G. and Corsi, S. (2013), "Land use conversion in metropolitan areas and the permanence of agriculture: Sensitivity Index of Agricultural Land (SIAL), a tool for territorial analysis", *Land Use Policy*, Vol. 35, pp. 155–162.
McGarigal, K. and Marks, B.J. (1994), "FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscapesStructure", *General Technical Report PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR*, Vol. 97331 No. 503, p. 134.
Mubareka, S., Koomen, E., Estreguil, C. and Lavalle, C. (2011), "Development of a composite index of urban compactness for land use modelling applications", *Landscape and Urban Planning*, Elsevier B.V., Vol. 103 No. 3–4, pp. 303–317.
Pileri, P. (2012), "Misurare il cambiamento. Dalla percezione alla misura delle variazioni d'uso del suolo", in Regione Lombardia (Ed.), *L'uso Del Suolo in Lombardia Negli Ultimi 50 Anni*, pp. 185–207.
Pileri, P. and 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*, Vol. 5 No. 2, pp. 105–122.
Pozoukidou, G. and Ntriankos, I. (2017), "Measuring and assessing urban sprawl: A proposed indicator system for the city of Thessaloniki, Greece", *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, Elsevier B.V., Vol. 8 No. October 2016, pp. 30–40.
Renetzeder, C., Schindler, S., Peterseil, J., Prinz, M.A., Mücher, S. and Wrbka, T. (2010), "Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level", *Ecological Indicators*, Vol. 10 No. 1, pp. 39–48.
Romano, B., Fiorini, L., Zullo, F. and Marucci, A. (2017), "Urban growth control DSS techniques for de-sprinkling process in Italy", *Sustainability (Switzerland)*, Vol. 9 No. 10, available at:https://doi.org/10.3390/su9101852.
Romano, B. and Zullo, F. (2012), "Land urbanization in Central Italy: 50 years of evolution", *Journal of Land Use Science*, Vol. 9 No. 2, pp. 143–164.
Romano, B. and Zullo, F. (2013), "Models of Urban Land Use in Europe", *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, Vol. 4 No. 3, pp. 80–97.
Romano, B., Zullo, F., Fiorini, L., Ciabò, S. and Marucci, A. (2017), "Sprinkling: An approach to describe urbanization dynamics in Italy", *Sustainability (Switzerland)*, Vol. 9 No. 1, available at:https://doi.org/10.3390/su9010097.
Salata, S. and Ronchi, S. (2014), "La compromissione del valore ambientale nelle aree naturali protette derivante dai processi di consumo di suolo : un ' analisi dell ' Ecosystem Services Capacity (ESC)", *Recuperiamo Terreno: Politiche, Azioni E Misure per Un Uso Sostenibile Del Suolo*, pp. 192–210.
Salvati, L., Munafo, M., Morelli, V.G. and Sabbi, A. (2012), "Low-density settlements and land use changes in a Mediterranean urban region", *Landscape and Urban Planning*, Elsevier B.V., Vol. 105 No. 1–2, pp. 43–52.
Schneider, A. and 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*, Vol. 45 No. 3, pp. 659–692.
Siedentop, S. and Fina, S. (2010), "Monitoring urban sprawl in Germany: towards a GIS-based measurement and assessment approach", *Journal of Land Use Science*, Vol. 5 No. 2, pp. 73–104.
Ursić, S., Mišetić, R. and Mišetić, A. (2016), "New Perspectives on Sustainable Development of Second Homes in Croatia: Strategic Planning or Proliferation of Building?", *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, Vol. 216 No. 1875, pp. 80–86.
Uuemaa, E., Mander, Ü. and Marja, R. (2013), "Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review", *Ecological Indicators*, Elsevier Ltd, Vol. 28, pp. 100–106.
Xi, F., He, H.S., Clarke, K.C., Hu, Y., Wu, X., Liu, M., Shi, T., et al. (2012), "The potential impacts of sprawl on farmland in Northeast China-Evaluating a new strategy for rural development", *Landscape and Urban Planning*, Elsevier B.V., Vol. 104 No. 1, pp. 34–46.

18. Comfort e qualità urbana: il futuro delle città. Progetto di riqualificazione del piazzale della stazione di Belluno

Elisa Brusegan (Università Iuav di Venezia, Venezia), Marco Ballarin, Stefano Tornieri, Massimo Triches (Babau Bureau, Università Iuav di Venezia, Venezia)

Il Rapporto ISPRA 2017 indica il Veneto tra le regioni italiane ai vertici per consumo di suolo e ne quantifica i costi occulti. Estese superfici impermeabili corrispondono spesso a spazi di scarsa qualità, in cui ai problemi ambientali si associano situazioni di pericolo o degrado sociale.
Il piazzale della Stazione di Belluno è un caso emblematico di nodo urbano intermodale in cui i flussi di mobilità mettono in crisi la componente biotica e abiotica del sistema urbano. Lo spazio pubblico è degradato, configurandosi come un'indifferenziata area di quasi 14.000 mq ad uso promiscuo, pericolosa, priva di comfort e identità e in cui le funzioni ambientali del suolo vengono negate.
L'esperienza progettuale di rigenerazione del piazzale della Stazione di Belluno indaga il rapporto tra i servizi di regolazione del suolo e la qualità dei luoghi. In particolare concepisce lo spazio urbano come

parte di un sistema ambientale più complesso e assume il ripristino dei servizi ecosistemici[1] come principio generatore della forma.

Metodologia di intervento

Il progetto introduce semplici strategie di modellazione di suolo e incremento della sua permeabilità, lavorando sull'interazione tra le componenti biotiche e abiotiche del sistema urbano:

1. Lo spazio a parcheggio prospiciente la stazione è convertito in una piazza ad uso esclusivo dei pedoni. Oltre a un incremento dello spazio pubblico e della sicurezza, tale scelta è la premessa fondamentale per aumentare la naturalità del manto d'usura.
2. La superficie del suolo viene trasformata in funzione della circolazione lenta ciclopedonale. L'asfalto che impermeabilizzava il terreno, negandone le funzioni ambientali, è sostituito per 7.320 mq da un nuovo manto omogeneo, costituito da masselli in conglomerato cementizio poroso dotati di un grado di permeabilità 10^{-3}. Il drenaggio dell'acqua viene favorito e la sua gestione è demandata agli strati sottostanti e al terreno, riducendo i volumi idrici da recapitare alla rete di scolo. La distribuzione isotropa dei vuoti nei masselli facilita l'assorbimento dell'acqua, evitando il ruscellamento, e favorisce lo scambio termico convettivo, mitigando la temperatura superficiale.
3. Il sito viene suddiviso in tre ambiti funzionali, la cui conformazione planimetrica deriva dalle relazioni urbane che il progetto intende valorizzare (in particolare l'asse stazione – centro storico). Le tre porzioni di suolo sono lievemente inclinate e modellate secondo logiche di funzionalità, mobilità razionale e fruizione sicura da parte di pedoni e utenze deboli. Ai loro bordi si generano modesti dislivelli (fino a 70 cm), sagomati al fine di modificare l'esposizione, la pendenza e la curvatura del suolo e indirizzare le acque meteoriche, innescando dinamiche di attecchimento delle specie vegetali, naturalizzando un'area complessiva di 160 mq.
4. Alcuni moduli del manto di calpestio (per un totale di 325 mq) sono omessi, lasciando emergere parti naturali minerali o vegetali con diversa permeabilità (permeabilità da 10^{-4} fino a 10^{-5}) rifinite con ghiaia (permeabilità $^{10-}2$) o vegetazione arbustiva autoctona, facile da mantenere e descrittiva del luogo[1].

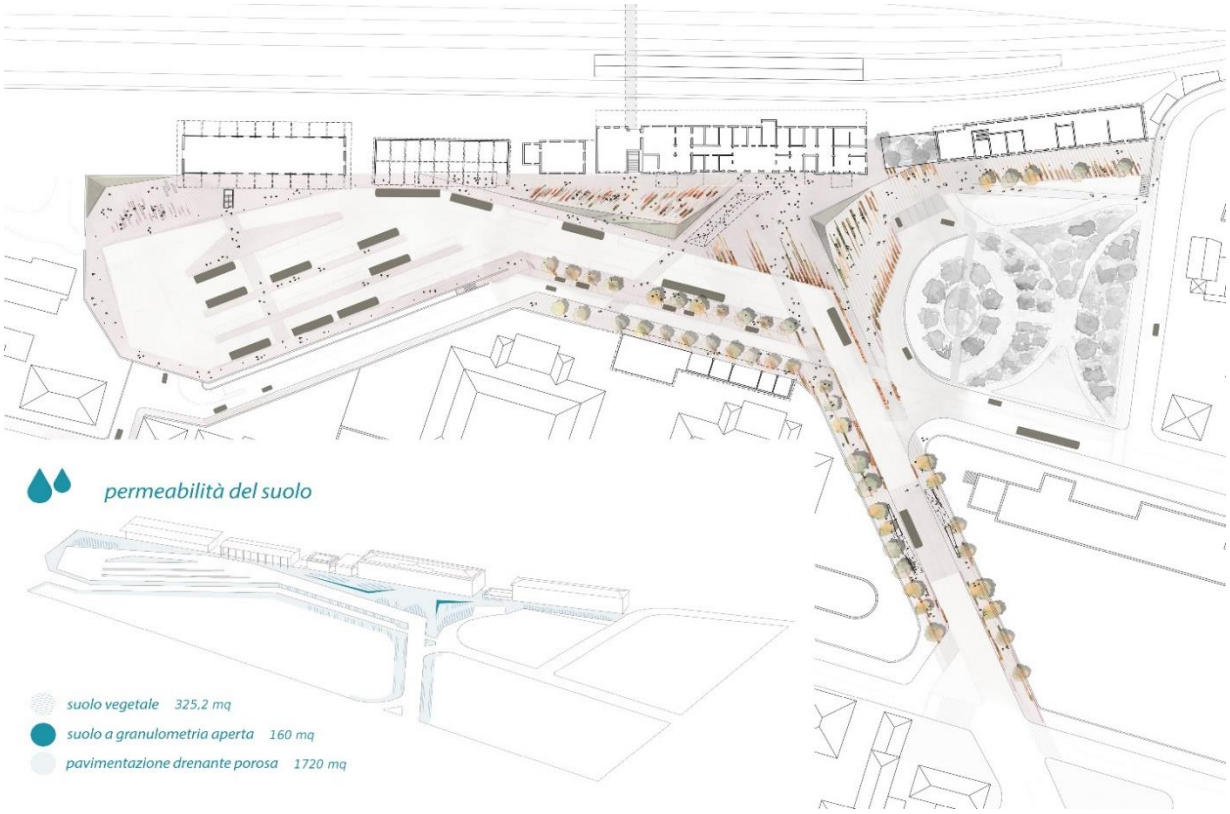


Figura 241 - Planimetria dell'intervento

Risultati attesi
Restituendo al suolo alcune delle sue funzioni ambientali (legate alla conservazione della biodiversità, alla gestione delle acque, alla regolazione della temperatura) le strategie di progetto definiscono anche il disegno urbano del piazzale e la qualità dello spazio pubblico, strutturando le gerarchie della viabilità ed evitando ostacoli o salti di quota che potrebbero limitare la percorribilità da parte delle "utenze deboli".
Tale esperienza pone le basi per una rinnovata metodologia progettuale di riqualificazione urbana. I risultati di una sperimentazione su diversi casi studio potrebbero essere valutati mettendo a sistema parametri ambientali quali la riduzione dei volumi idrici recapitati alla rete di scolo, la presenza di microorganismi, la riduzione della temperatura, a parametri d'uso e gradimento dello spazio pubblico.

Castany Gilbert, 1982, Idrogeologia, principi e metodi, Dunod Université, Paris
Häyhä T., Franzese P.P., 2014. Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. Eco-logical Modelling
ISPRA (2017), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici - Edizione 2017.
Ferrari L, 2005, L'acqua nel paesaggio urbano:Letture, esplorazioni, ricerche, scenari. Firenze

19. Urbanizzazione e qualità dei suoli: il caso di Roma

Silvia Pili (Dipartimento di Architettura e Progetto, Sapienza Università di Roma), Ilaria Tombolini (Dipartimento di Architettura e Progetto, Sapienza Università di Roma)

Introduzione
Le interazioni tra fenomeni di urbanizzazione, aspetti socioeconomici e processi ecologici generano impatti ambientali non sempre prevedibili e mitigabili, soprattutto in un'area ecologicamente fragile come quella del bacino del Mediterraneo. Gli sviluppi socio-economici avvenuti nelle ultime decadi hanno comportato profondi cambiamenti dal punto di vista della morfologia urbana: a partire dagli anni settanta lo sprawl ha iniziato ad interessare le città dell'Europa meridionale (Paul e Tonts, 2005; Catalàn et al., 2008; Chorianopoulos et al., 2010; Salvati et al., 2012) le quali hanno assunto una nuova struttura spaziale perdendo i caratteri di compattezza con cui era tradizionalmente identificata la città mediterranea. Citando Francesco Indovina, sembra che le città si siano 'squinternate'; al tempo stesso in esse sono cresciute le relazioni funzionali tra insediamenti, marcando la nascita della 'città diffusa' evoluta in seguito verso la forma di 'metropoli territoriale' (Indovina, 2014: 9). Le città consolidate hanno iniziato a perdere popolazione, attività e servizi i quali hanno trovato più opportuna e conveniente collocazione nel resto del territorio metropolitano.
Nei territori periurbani le campagne sono attualmente le parti più instabili, sottoposte a rapida trasformazione per usi infrastrutturali, residenziali e commerciali e, a differenza di altre forme di uso del suolo (es. i boschi), esse oppongono una debole resistenza al cambiamento (Donadieu, 2006). Specialmente in questi contesti, i cambiamenti socio-economici hanno indotto un'accelerata perdita della risorsa suolo, con una cospicua conversione di aree naturali e agricole a usi urbani, diminuzione della capacità dei suoli di erogare servizi ecosistemici essenziali (Pickett et al., 2001) e significativo declino della qualità dei suoli causato dal degrado delle sue proprietà fisiche, chimiche e biologiche (Schjønning et al., 2003). Il concetto di "qualità del suolo" è abbastanza complesso e lo dimostra il fatto che esistono varie definizioni di tale espressione, associate in primis ai concetti di "idoneità all'uso" e "funzionalità" (Sojka e Upchurch, 1999). Questi collegano la qualità pedologica all'abilità del suolo nello svolgere le funzioni necessarie per l'uso previsto. Karlen et al. (1997) forniscono una definizione maggiormente comprensiva indicando la qualità del suolo come la capacità di una specifica tipologia di suolo di svolgere, all'interno di ecosistemi naturali o seminaturali, funzioni di sostegno alla produttività di piante e animali, al mantenimento o aumento della qualità dell'aria e del suolo, di supporto alla salute e agli insediamenti umani. Questa definizione enfatizza il valore del suolo nel sostegno alla funzionalità ecosistemica ed implica un giudizio esplicito su quali condizioni del suolo si adattano ai principi di sostenibilità. Il suo legame con la sostenibilità configura la qualità del suolo non come un concetto astratto, ma come un obiettivo gestionale da perseguire (Bouma, 2001), integrando nella governance territoriale considerazioni sulle dinamiche insediative e aspetti pedo-ecologici. L'intento di questo studio è proprio quello di esplorare la relazione tra perdita di suoli e dinamiche di urbanizzazione in una vasta area metropolitana, come quella romana.

Dinamiche insediative, conversione del tessuto rurale e qualità del suolo

L'area metropolitana di Roma Capitale (121 comuni), caso di studio di tale contributo, presenta una topografia complessa composta da aree pianeggianti per il 30%, collina litoranea e interna per il 50% circa e montagna interna per il 20%. Anche se le aree urbane occupano un'importante parte della regione, la maggior parte della provincia è ancora costituita da aree semi-naturali, boschi, pascoli e terreni agricoli. Nonostante gli incendi estivi e la costante pressione antropica, la vegetazione forestale mediterranea si è conservata in alcune aree costiere e del piano montano, proteggendo paesaggi particolarmente integri. Tuttavia, in conseguenza dello shrinkage, qui inteso come un processo che vede i nuclei urbani andare incontro ad un progressivo calo della popolazione, che migra verso le aree più periferiche (Richardson e Nam, 2014; Crisci et al., 2014), l'agro romano è stato investito da diverse ondate di espansione urbana, mettendo a repentaglio la funzionalità dei terreni più fertili e produttivi.

In particolare, l'evoluzione demografica della regione metropolitana romana si caratterizza principalmente per un notevole spostamento residenziale verso contesti a carattere disperso. In particolare, in un contributo di Salvati e Sabbi (2011) si evidenziano sin dal 1871 dinamiche divergenti tra (i) la città consolidata, formata dai rioni e dai quartieri della capitale; (ii) la città in rapida espansione formata dai suburbi e dalle zone dell'agro (zone toponomastiche tutte ancora appartenenti al comune di Roma); (iii) i comuni della corona periferica, che hanno sperimentato una fase di suburbanizzazione nell'ultimo ventennio (Figura 242).

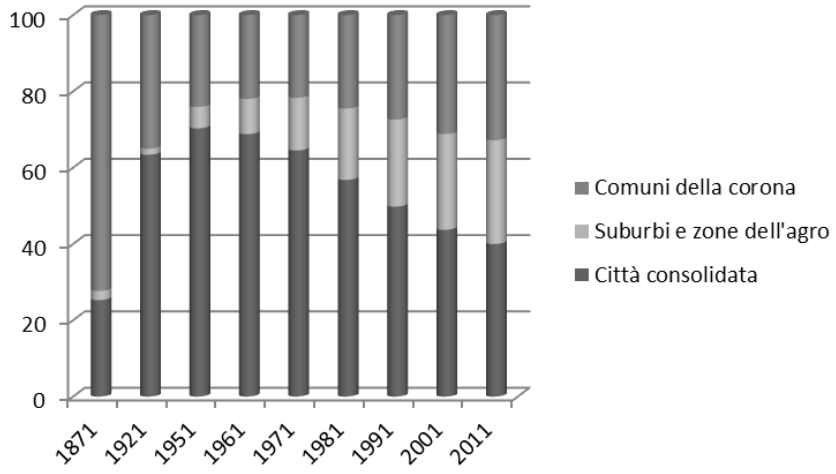


Figura 242 - Composizione in percentuale della popolazione nella provincia di Roma per zone. La città consolidata include le suddivisioni toponomastiche dei rioni e dei quartieri insite nel comune di Roma; i suburbi e le zone dell'agro rappresentano le suddivisioni toponomastiche di corona periferica, ma sempre appartenenti al comune di Roma; gli altri comuni della provincia vengono considerati congiuntamente nell'ultima categoria. Fonte: Salvati e Sabbi (2011), con elaborazioni su dati ISTAT, Censimenti Generali della Popolazione dal 1871 al 2011.

Tali andamenti divergenti corrispondono ad una specifica periodizzazione che vede la città consolidata caratterizzata inizialmente da tassi di crescita molto elevati e dal 1971 decrescenti, ad eccezione di un lieve aumento tra il 2001 e il 2011. Le zone dell'agro e i comuni della corona mostrano invece un trend demografico sempre in crescita.

Metodologia e risultati

Nel presente contributo è stato utilizzato l'SQI, indice della qualità del suolo proposto nell'ambito del progetto internazionale *Mediterranean Desertification and Land Use* (MEDALUS) e messo a disposizione come mappa raster dall'Agenzia Europea dell'Ambiente per il monitoraggio della degradazione delle terre nel bacino del Mediterraneo (Kosmas et al., 1999). L'SQI è un indice composito formato da quattro variabili relative rispettivamente al substrato pedogenetico, alla profondità del suolo, alla tessitura e alla pendenza. Esso deriva dalla media geometrica dei valori attribuiti alle quattro variabili e varia da 1 (che indica il minor contributo alla sensibilità alla degradazione) a 2 (che indica il contributo maggiore):

SQI <1,42 Qualità alta

1,42<SQI<1,49	Qualità medio-alta
1,49<SQI<1,59	Qualità media
> 1,59	Qualità medio - bassa

La carta dell'SQI è stata sovrapposta ai limiti dell'Area Urbana Funzionale di Roma come definita da Eurostat, su una superficie di circa 5350 km^2. Vettorializzato il raster sono state stabilite quattro classi di qualità, secondo la Tabella 1. I dati di uso del suolo Urban Atlas (2006-2012) sono stati impiegati per effettuare un'analisi multi-temporale che ha permesso di (i) localizzare le aree in cui è avvenuta una conversione degli usi agricoli del suolo ad usi urbani e (ii) identificare le classi di uso del suolo di tipo urbano che hanno contribuito maggiormente alla perdita di aree agricole. Queste risultano essere: aree industriali, commerciali, militari, unità pubbliche e private; tessuti urbani discontinui; aree in costruzione (Figura 243).

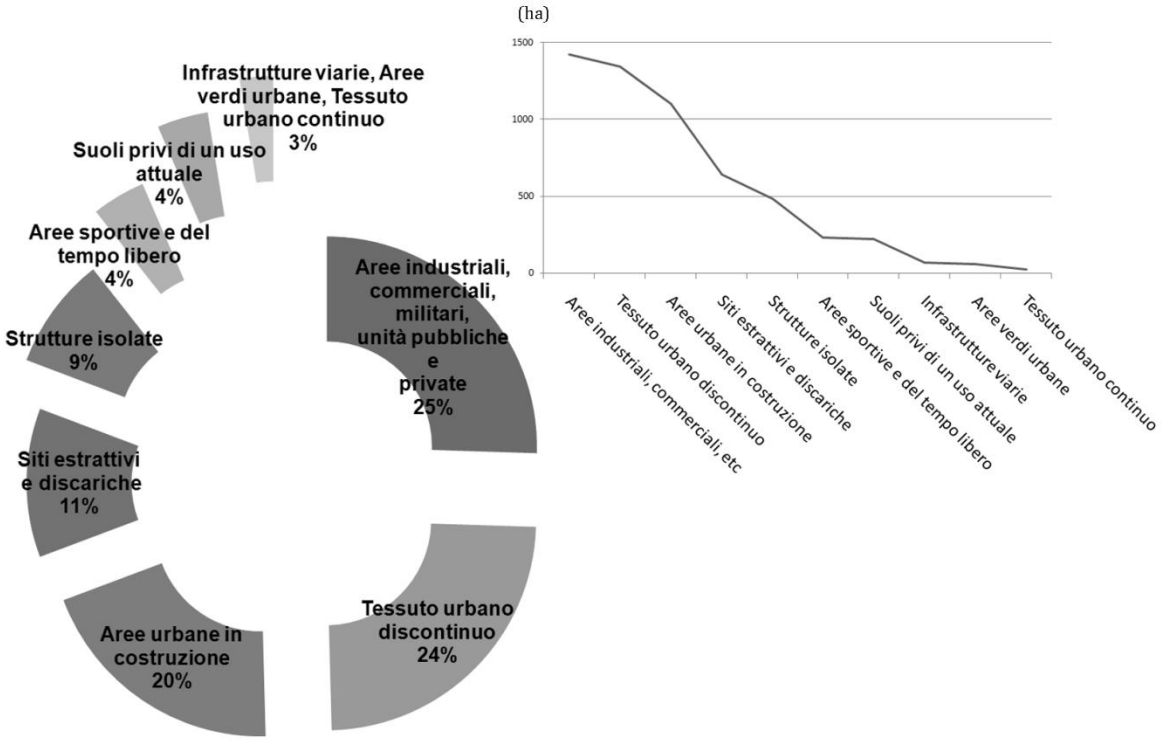


Figura 243 - Nel grafico a sinistra sono rappresentate le percentuali con cui ciascuna categoria di uso del suolo urbano ha contribuito alla perdita di suolo agricolo. Nel grafico a destra sono riportate le aree (quantificate in ettari) occupate da ciascuna categoria di uso del suolo urbano su suoli precedentemente agricoli.

Dall'indagine quali-quantitativa realizzata in ambito GIS, risulta quanto segue: dei 14 km^2 di nuovo tessuto urbano costituito da edifici industriali, commerciali, militari, unità pubbliche e private, il 65% è stato realizzato in aree caratterizzate da una qualità del suolo medio-alta, il 17% su suoli di qualità alta e la rimanente superficie sulle categorie di qualità inferiore; l'espansione del tessuto urbano discontinuo realizzata su aree precedentemente agricole è avvenuto per più della metà su suoli con una qualità medio-alta; infine, le aree urbane in costruzione sono state realizzate per il 67% su suoli di qualità medio-alta e per il 17% su suoli di alta qualità. I suoli con qualità da medio-alta a elevata, ossia quelli maggiormente fertili, coprono nell'area di studio una superficie di circa 1400 km^2. Al principio del periodo indagato, le aree urbane occupavano in queste zone più di 900 km^2 di superficie. In questi stessi ambiti, tra il 2006 e il 2012 gli usi agricoli sono stati sostituiti da usi urbani per un totale di circa 8 km^2.
Seppure le ex aree agricole convertite ad usi urbani si trovano omogeneamente distribuite nell'intera area, è possibile osservare una concentrazione dei cambi (i) tra il versante sud e sud-ovest dell'apparato vulcanico Laziale e la fascia costiera, e (ii) in corrispondenza dei principali assi stradali, tra le direttrici stradali Appia e Pontina in particolare. Il 10% dell'intera quantità di suolo agricolo urbanizzato nel

periodo studiato, è stato perso in questa zona con elevato potenziale produttivo. La suddetta risulta essere l'unica tra quelle ad alta qualità del suolo in cui aree di cambio presentano superfici maggiori di 100 ha, come mostrato in Figura 3. Ridotta o nulla è la presenza di cambi in corrispondenza dei parchi (Monti Simbruini, Monti Lucretili, Castel Porziano e Parco dei Castelli Romani) come anche nei territori ad est di Roma, compresi tra il fiume Aniene ed il confine amministrativo con la provincia di Frosinone.

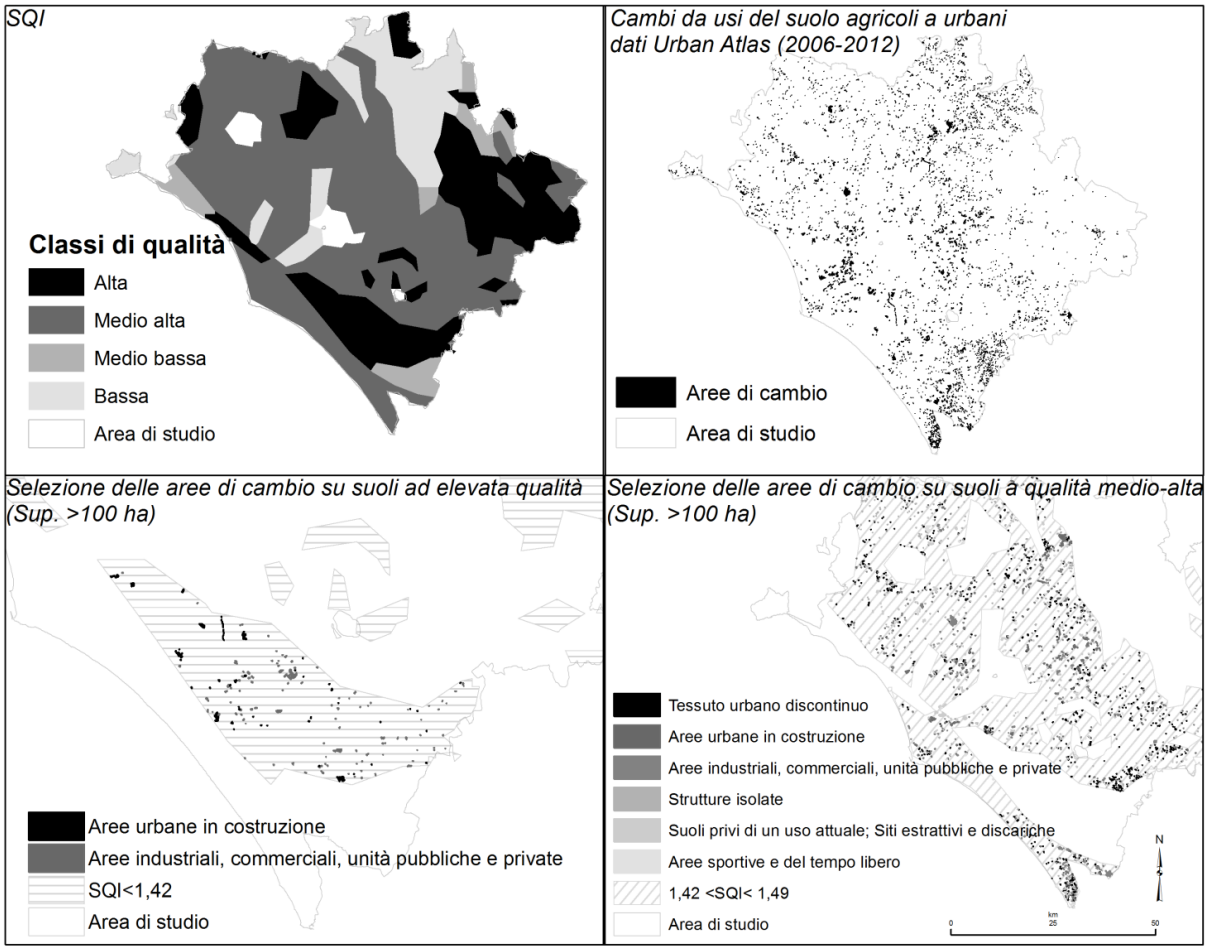


Figura 244 - Quadro d'insieme delle elaborazioni alla base dello studio.

Le aree con una qualità del suolo medio-alta sono state interessate da una notevole diffusione degli usi urbani: più di 30 km^2 di aree agricole sono stati sottratti in sei anni (Figura 244). Le aree del limite meridionale dell'area di studio sono quelle in cui si trova un certo grado di addensamento dei cambi a scapito delle categorie agricole. Nel periodo studiato la conversione dei suoli a qualità medio-alta è avvenuta lungo l'entroterra pontino a favore delle seguenti categorie di uso del suolo: aree industriali, commerciali, militari, unità private e pubbliche (27%); aree urbane in costruzione (22%); tessuti a bassissima densità (12%), aree estrattive e discariche.

Conclusioni

I risultati della ricerca confermano che il consumo di suolo guidato dall'espansione delle aree urbane avvenuto durante l'ultimo decennio non sembra andare incontro ad una battuta di arresto ma piuttosto rende sempre più critica la perdita di suoli ad alta qualità. I processi osservati si sommano alla degradazione delle terre che già precedentemente insisteva sull'Agro Romano e sul resto dell'area metropolitana. Le aree classificate da medio ad elevata qualità del suolo, pur ricoprendo buona parte del territorio indagato, sono andate incontro ad un'accelerata riduzione tra il 2006 e il 2012, soprattutto a causa delle classi (i) industriali, commerciali, militari, unità pubbliche e private; (ii) urbano discontinuo; (iii) aree in costruzione. La mancata inversione di rotta nella trasformazione del patrimonio seminaturale romano è stata trovata nel versante occidentale del vulcano laziale, che proprio per le proprietà del suolo, è stato storicamente un territorio vocato a produzioni agricole di qualità e che adesso può essere ritenuto un caso emblematico dei cambiamenti socio-economici che interessano la società contemporanea.

Nell'attuale contesto globale in cui economia, società e ambiente tendono a farsi dimensioni sempre più integrate ed interconnesse, i temi legati allo sviluppo sostenibile diventano di sempre maggiore attualità anche a livello locale. Il problema del consumo di suoli fertili e produttivi richiederebbe un'attenzione continua e sistematica attraverso, ad esempio, interventi a sostegno della stabilità degli equilibri ecosistemici e degli usi sostenibili del suolo. Si rende necessario fronteggiare efficacemente la perdita di suoli fertili, tramite lo sviluppo di calibrate strategie di intervento di medio e lungo periodo: a tal proposito l'implementazione delle rilevazioni realizzabili tramite indici quali l'SQI all'interno di iniziative di monitoraggio sui cambiamenti di uso del suolo sviluppate a livello europeo può costituire un mezzo per raggiungere una gestione intelligente del patrimonio seminaturale romano.
L'intrinseca fragilità dal punto di vista ecologico dei paesaggi mediterranei, particolarmente suscettibili al degrado del suolo, alla siccità, all'aridità climatica, agli incendi boschivi e all'elevata pressione antropica, inducono a ritenere urgente una seria riflessione sulla trasformazione irreversibile dei suoli a vocazione agricola e sulla perdita di suoli utili a fornire alimenti di prossimità coltivati su suoli di qualità.
La struttura territoriale attuale dell'area romana è caratterizzata da un'ampia disponibilità di spazi aperti che, seppur fortemente frammentati, si presterebbero ad essere destinati a produzioni agricole non intensive o ad essere inseriti in un programma di miglioramento e messa in rete dei mosaici agro-forestali. L'area è caratterizzata da una potenzialità produttiva che attualmente è sottovalutata, poichè minacciata dalla scarsa valorizzazione del settore agricolo e dalle dinamiche legate alla rendita fondiaria.
L'attribuzione di un nuovo ruolo socio-ambientale agli spazi liberi da urbanizzazione nell'area metropolitana di Roma, potrebbe costituire un'occasione per arrestare l'irreversibile trasformazione del territorio e il consumo di suolo fertile.

Bouma J. (2001). The role of soil science in the land use negotiation process. Soil Use Manag. 17 (2001) 1–6.

Catalàn B., Sauri D., Serra P. (2008). Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in the Barcelona Metropolitan Region 1993–2000. Landsc. Urban Plan. 85 (3–4) 174–184.

Chorianopoulos I., Pagonis T., Koukoulas S., Drymoniti S. (2010). Planning, competitiveness and sprawl in the Mediterranean city: the case of Athens. Cities 27 (4) 249–259.

Crisci M., Gemmiti R., Proietti E., Violante A. (2014). Urban sprawl e shrinking cities in Italia. Trasformazione urbana e redistribuzione della popolazione nelle aree metropolitane. Roma: CNR-IRPPS e-Publishing.

Donadieu P., De Stefan, P., Mininni M. (2006). Campagne urbane: una nuova proposta di paesaggio della città. Donzelli.

Indovina, F. (2014). La metropoli europea. Una prospettiva: Una prospettiva. Franco Angeli.

Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. Soil Sci. Soc. Am. J. 61 (1997) 4–10.

Kosmas C., Kirkby M., Geeson N. (1999). Manual on key indicators of desertification and mapping environmental sensitive areas to desertification. European Commission, Directorate General, Project ENV4-CT-95-0119 (EUR 18882), Bruxelles.

Paul V., Tonts M. (2005). Containing urban sprawl: trends in land use and spatial planning in the metropolitan region of Barcelona. J. Environ. Plan. Manag. 48 (1) 7–35.

Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilon C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. Annu. Rev. Ecol. Syst. 32 (2001) 127–157.

Richardson H.W., Nam C.W. (2014). Shrinking Cities. A Global Perspective; Routledge: London, UK.

Salvati L., Gemmiti R., Perini L. (2012). Land degradation and the Mediterranean urban areas: an unexplored link with planning? Area 44 (3) 317–325.

Salvati L., Sabbi A. (2011). Exploring long-term land cover changes in an urban region of southern Europe. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 18 (4) 273-282.

Schjønning P., Elmholt S., Christensen B.T. (2003). Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture. CABI, Wallingford.

Sojka R.E., Upchurch D.R. (1999). Reservations regarding the soil quality concept. Soil Sci. Soc. Am. J. 63 (1999) 1039–1054.

20. Pocket rain parks - Micro-parchi diffusi per la gestione delle acque piovane

Ilaria Cellini (Università di Roma Sapienza)

Ambito di riferimento

Consumo di suolo in Italia e cenni normativi

La gestione speculativa e incurante delle risorse ambientali unita a stili di vita non sostenibili ha reso la tutela dell'ambiente una tematica non più rimandabile. Assistiamo a catastrofi dovute ad alterazioni climatiche e viviamo in contesti urbani, periurbani e rurali fortemente compromessi.

Il suolo è una componente fondamentale, per l'approvvigionamento e la regolazione di fattori ambientali, ed esauribile da non assoggettare a continue dinamiche di impermeabilizzazione e compattazione che invece ne stanno decretando un impoverimento e una scomparsa irreversibili.
Il terreno contribuisce in modo diretto al nostro benessere, con prodotti alimentari e materie prime, ma anche indirettamente regolando i parametri climatici, la qualità dell'acqua e preservando la biodiversità. Un patrimonio indispensabile e un capitale naturale che stiamo depauperando soprattutto tramite una cementificazione incontrollata. Oltre alla preoccupante vulnerabilità ecosistemica, e alla perdita culturale occorre sottolineare anche i costi ingenti causati dai danni dovuti ai processi di artificializzazione.
A livello nazionale i dati sul consumo nel suolo non sono ancora confortanti, nonostante un rallentamento avvenuto negli anni 2008-2013. Dagli anni 50 ad oggi si è riscontrato un incremento percentuale del 184% (dal 5,2% ad un 7,6%) con una compromissione di 23.039 kmq di territorio. (ISPRA, 2017)
Questo anche perché nonostante l'attenzione che, negli ultimi decenni, si è riversata sull'argomento non ci sono ancora strumenti efficaci che regolamentano il consumo del suolo e la sua tutela.
La direttiva europea INSPIRE 2007/2/CE, recepita in Italia con D.Lgs 23/2010, istituisce un'infrastruttura per l'informazione territoriale nella Comunità Europea con l'intento di omogeneizzare i dati degli Stati Membri e monitorare e scambiare informazioni. La Comunità Europea impone come obiettivo l'azzeramento del consumo di suolo netto entro il 2050. Obiettivi intermedi di sostenibilità sono riportati nell'Agenda Globale per lo Sviluppo Sostenibile delle Nazioni Unite che alla data del 2030 si propone di migliorare l'attuale modello di sviluppo urbano e di incrementare e assicurare l'accessibilità a spazi verdi e di relazione.
In Italia, nell'attesa che il disegno di legge AS 2383 sul *Contenimento del consumo di suolo e riuso del suolo edificato* diventi legge, si demanda la tutela a provvedimenti regionali in materia. Sempre in ambito nazionale la Legge 10/2013 norma lo sviluppo degli spazi verdi urbani e, avvalendosi delle istituzioni scolastiche, universitarie e di istruzione in genere, sollecita iniziative per promuovere l'educazione civica e ambientale e sensibilizzare ad uno stile di vita sostenibile.

Conseguenze della cementificazione sul comfort urbano e sull'identità sociale

La cementificazione, oltre alla perdita di terreni naturali, agrari e di preziosi ecosistemi, causa fenomeni climatici che si ripercuotono negativamente sull'ambiente e sull'uomo. Uno di questi è chiamato *isola di calore* e consiste nell'innalzamento di temperatura a ridosso dei centri abitati.
La forte presenza di superfici edilizie a scapito della copertura vegetale comporta un consistente immagazzinamento di radiazione solare, diretto e diffuso, durante le ore calde del giorno con conseguente rilascio termico nelle ore notturne. Questo parametro, chiamato *albedo*, influisce sull'alterazione del microclima locale e crea un sensibile innalzamento delle temperature in città. Gli apporti termici degli edifici vengono accentuati dalla geometria dell'impianto urbano che presenta strade relativamente strette rispetto allo sviluppo verticale degli edifici. Questi canyon urbani impediscono la ventilazione, e il raffrescamento, tra i manufatti incrementando la riflettanza delle radiazioni tra edifici e fondo stradale con conseguente *effetto canyon*. A questo è dovuto il perdurare dell'isola di calore anche di notte (Georgiadis, 2015).
L'innalzamento delle temperature in città comporta un consistente utilizzo di sistemi di climatizzazione che gravano sul bilancio economico delle famiglie e sulla percentuale di CO_2 presente in atmosfera. La presenza di sostanze e gas climalteranti contribuisce anch'essa, a causa dell'effetto serra, al sopraggiungere di forti squilibri ambientali. La quasi totale assenza di copertura vegetale impedisce l'evapotraspirazione, la ventilazione, il raffrescamento e l'ombreggiamento nei nuclei urbani con perdita di comfort ambientale e abitativo.
La scomparsa dell'elemento naturale nei nostri spazi dell'abitare ha conseguenze ambientali ma anche identitarie e sociali. Giardini e parchi sono quasi scomparsi dalle nostre città, fagocitati da fabbricati produttivi o residenziali, facendo venir meno spazi di ritrovo collettivo, di socializzazione e di gioco. Sono stati sacrificati i luoghi in cui creare e rafforzare la propria identità di cittadino e il senso d'appartenenza.

Giardini della pioggia e parchi tascabili. Progetti realizzati e buone pratiche

Benché in Italia siano ancora poco diffusi, oltreoceano gli interventi di riqualificazione ambientale sostenibile, sia sul piano idrico che paesaggistico, sono diventati un valido strumento di pianificazione. Tra le strategie di rivitalizzazione urbana delle grandi città si riscontrano, non di rado, soluzioni quali i giardini della pioggia o reti di piccoli parchi urbani diffusi.

Il termine *rain garden* nasce nel 1988 nel Maryland e, dopo una lenta affermazione, oggi sono entrati a far parte delle *landscape regulation* di diverse città come Chicago, Toronto, Seattle e Melbourne fino ad essere inseriti, nel 2008, nell'Agenda per la Sostenibilità di New York. Secondo la PlaNYC 2008 tali giardini sono in grado di trattenere più del 50% dell'acqua piovana, per rilasciarla gradualmente nel sistema fognario ed evitarne il collasso in caso di alluvioni, e possono ridurre del 30% la concentrazione di inquinanti (Viti, 2014).

Nel Regno Unito quella dei giardini pluviali è una pratica frequente, un esempio è il John Lewis Rain Garden di Nigel Dunnett realizzato a Londra in Victoria Street. Facente parte di un processo *grey to green* il giardino si trova immediatamente davanti l'ingresso dell'edificio e raccoglie l'acqua piovana proveniente dalla strada e dalla copertura del portico d'accesso risolvendo i problemi di allagamento di quell'area. Il progetto, iniziato nel 2015, è stato finanziato dal Victoria Business Improvement District (Victoria BID) come parte del loro processo di audit dell'infrastruttura verde.

Anche la città di Melbourne, molto sensibile alla tematica ambientale, inserisce i giardini della pioggia tra le buone pratiche urbane puntando molto alla sensibilizzazione e formazione dei cittadini verso forme sostenibili di gestione delle acque e dei luoghi dell'abitare.

I *Pocket Park* sono una realtà meno recente e compaiono negli Stati Uniti all'inizio degli anni 60 per contrastare la spersonalizzazione dei quartieri residenziali. Alcuni esempi sono il Philadelphia's Pocket Park, il Paley Park e Greenacre Park di New York. Spazi fluidi incastonati nei cortili di grattacieli altissimi nell'intento di restituire una dimensione umana (Blake).

Oggi c'è un forte interesse a questa tematica con numerose iniziative in atto tra cui vale la pena citare il progetto *The Park(ing) Day* del gruppo REBAR di San Francisco, le esperienze di Londra e Barcellona per un recupero urbano capillare. In altre città lo strumento dei pocket parks fa parte delle politiche di recupero sullo spazio pubblico, è il caso di Copenaghen col progetto *Eco-Metropole* del 2015 e il *London's Great Outdoors-Manifesto for Public Space* del 2009. In ambito nazionale Renzo Piano si è interessato di questa tematica nel progetto *G124-Il rammendo delle periferie*.

Rain garden: funzionamento e benefici

La gestione dei deflussi superficiali nelle città è diventato un aspetto importante da gestire vista l'entità degli allagamenti localizzati e il carico di inquinanti nei mari.

Le città presentano superfici impermeabilizzate, a causa della cementificazione, che non consentono alle acque meteoriche di dilavare e filtrare nel suolo, come invece accade nei terreni naturali permeabili. Questo comporta il convogliamento del runoff verso i corpi idrici di raccolta con un maggior carico di inquinanti, non trattenuti dal terreno, e un afflusso eccessivo e non graduale causa di sovraccarichi e allagamenti. Il runoff urbano è la quantità di acque meteoriche che, non potendo permeare nel terreno, scorre su strade e pavimentazioni urbane caricandosi di sostanze inquinanti che finiscono nel sistema fognario e poi direttamente nei corsi d'acqua e in mare.

A partire dagli anni 90 si è cominciato a progettare soluzioni finalizzate alla gestione, sostenibile e naturale, in situ delle acque meteoriche tramite i SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems). Tra gli interventi SUDS rientrano i giardini della pioggia che comportano numerosi benefici, non solo ambientali ma anche estetici. Innanzitutto sono una soluzione efficace e a basso costo, un ottimo strumento sia per le amministrazioni pubbliche che in ambito privato.

Si tratta di leggeri avvallamenti, di poco inferiori al manto stradale, ricoperti di terriccio altamente assorbente e di specie vegetali adatte alla crescita in terreni sia ricchi che poveri d'acqua. Funzionano come delle aree di bioritenzione, semplici aiuole realizzabili in zone residuali anche piccole, che hanno alla loro base un sistema drenante collegato ad appositi canali di scolo e quindi all'allacciamento fognario. Data la lieve depressione rispetto al manto stradale l'acqua viene assorbita rapidamente per essere rilasciata in modo graduale e con una forte riduzione di agenti inquinanti.

Essi infatti oltre ad integrare la rete fognaria creando bacini di deflusso realizzano anche una forma di fitodepurazione che consente di trattenere sostanze quali rame, piombo, zinco, fosforo e azoto. Un biofiltro che purifica l'acqua come avviene naturalmente in un ciclo idrologico.
Gli elementi principali che compongono un giardino della pioggia sono:
- fascia erbosa di protezione che rallenta il flusso dell'acqua in entrata
- essenze vegetali capaci di resistere in terreni sia ricchi che poveri di acqua
- area di ristagno che consiste in una depressione del terreno (10-20cm) dove si raccoglie l'acqua che sarà smaltita in parte per evapotraspirazione e in parte per infiltramento nel terreno
- strato drenante formato da sabbia, compost e terra, serve a dare nutrimento alle piante e assorbire le sostanze inquinanti
- eventuale strato di ghiaia e tubi drenanti finalizzato a convogliare le acque verso la fogna o verso delle cisterne di raccolta se previste

Per un corretto funzionamento i giardini devono presentare una pendenza del terreno che non superi il 12% e devono essere opportunamente distanziati da manufatti che potrebbero riscontrare problemi dovuti all'umidità.
Un altro aspetto fondamentale di questi giardini è la loro grande valenza estetica ed ecologica.
Andando a collocarsi in spazi urbani residuali, cortili e aree di scarto questi giardini restituiscono con specie arboree, siepi e fiori un carattere e un valore estetico-naturalistico a frange di città anonime e di scarsa attrattività. Grazie alla componente vegetale migliorano l'estetica ed il microclima riducendo la superficie impermeabilizzata delle città. Tra i benefici dei giardini della pioggia va sottolineato l'apporto ecologico in quanto si viene a creare un vero e proprio ecosistema in miniatura, capace di rigenerarsi e depurarsi, ottimo per la creazione di un habitat per la fauna locale, in particolare uccelli e insetti.
Possono rispondere alle necessità di risparmio delle amministrazioni cittadine in quanto prevedono un costo di realizzazione contenuto e una manutenzione che si limita al controllo e potatura delle specie piantate.
Un valido strumento per creare paesaggio e biodiversità.

Micro-parchi per micro-identità

Le nostre città sono diventate lo specchio di una società sempre più anonima e individualista e questo si riversa anche nell'impianto e nell'organizzazione dei nostri luoghi dell'abitare privi di aree relazionali. Vediamo comparire costantemente spazi non previsti dai processi di pianificazione urbana, di risulta, interstiziali che nella realtà urbana rimangono come scomode incombenze. Questi vuoti, o scarti, sono dotati di un grandissimo potenziale sociale, identitario e perfino ambientale in quanto potrebbero essere, e andrebbero visti, come dei veri e propri attivatori di percorsi di rigenerazione urbana. La loro ricchezza e potenzialità risiede nell'estensione ridotta, di facile gestione e manutenzione, e nella scarsa appetibilità commerciale o residenziale.
E' necessario che lo spazio pubblico torni a svolgere un ruolo di rilievo nella scena urbana per riaffermare una necessaria inclusività ma è opportuno operare con un paradigma nuovo, con una nuova sensibilità che rispecchi la realtà urbana. In un reticolo di vuoti e pieni, nell'alternanza di aree funzionali e residuali occorre ragionare nell'ottica del frammento come valore aggiunto (Romagnoli, 2016).
Non potendo più continuare a contaminare e depauperare nuovo suolo la parola d'ordine è riutilizzare. Operare in scampoli di terreno poco codificati, luoghi 'in potenza' da far diventare parti pulsanti di città. La rigenerazione di un'area marginale o sottosviluppata diventa l'occasione per la ridefinizione di uno spazio urbano finalizzato al benessere, sociale ed ambientale di una comunità.
Lavorare in questi nuovi spazi significa partire innanzitutto dalle loro specificità e potenzialità. Sono aree intercluse o marginali, spesso piccole, e diffuse capillarmente su tutta la città. La dimensione familiare, a misura d'uomo, e la diffusione sul territorio fanno sì che si inneschino meccanismi sociali e relazionali virtuosi, benefici che i grandi parchi urbani isolati garantiscono solo in un intorno molto prossimo non riuscendo a proiettarsi in parti della città distanti da essi.
I micro-parchi diffusi sono strumenti di progettazione urbana a piccola scala, luoghi intermedi tra la dimensione pubblica e quella privata, validi per riattivare e ricucire frammenti di città creando una costellazione di spazi verdi pulsanti (Montipò, 2015).

Da rain garden a 'Pocket rain parks'. Valenza paesaggistica, ambientale e sociale

L'idea si propone di individuare, all'interno del tessuto consolidato urbano, alcune aree 'vacue' da rinaturalizzare, con l'ausilio di rain garden, per farne dei micro-parchi da 'mettere in rete'.

Un'agopuntura verde urbana che inneschi meccanismi sociali e relazionali apportando benefici ambientali.
Le aree da selezionare possono essere corti interne di complessi edilizi, fasce cuscinetto rimaste libere o aree intercluse abbandonate; il sistema di micro-parchi è adattabile sia a contesti compatti e strutturati che a tessuti meno densi. Si tratta di dotare questi frammenti di città di aree verdi, funzionanti come giardini della pioggia, munite di attrezzature per lo sport, lo svago e la sosta.
Angoli di città prima grigi e pavimentati diventano piccoli scrigni verdi, giardini colorati e vivi, in cui ritagliarsi del tempo per se con tutti i benefici climatici che la vegetazione porta. Il miglioramento sul comfort urbano è sensibile perché essendo dei rain garden raccolgono, purificano e regolano l'afflusso di acqua piovana alle fogne evitando allagamenti. Inoltre la componente vegetale riduce l'effetto isola di calore abbassando la temperatura, migliora la qualità dell'aria riducendo la percentuale di CO2 e di particolati e ricrea micro-ecosistemi in città.
La metodologia realizzativa varia a seconda dell'area selezionata e delle sue caratteristiche. Se l'area risulta impermeabilizzata si provvede a rimuovere la pavimentazione esistente, con scavi di profondità contenute, al fine di creare l'avvallamento necessario e collegare il sistema drenante del nuovo giardino al sistema fognario cittadino o a una vasca di raccolta, se prevista. Se la porzione di terreno non è impermeabilizzata si procede direttamente con la rimozione di terra per la posa di tubi drenanti e stratigrafia del terreno opportuna.
Questi interventi, vista la scarsa complessità di progettazione ed esecuzione e i costi contenuti, si prestano ad iniziative bottom up che partono dal basso creando percorsi partecipativi.
Collegando questa serie di micro-parchi diffusi in una rete si viene a creare un'infrastruttura verde informale che diviene uno strumento economico, ma efficace, di riqualificazione urbana.

Metodi di verifica dei benefici ambientali

Il primo metodo di verifica dell'adeguatezza della proposta è sicuramente empirico in quanto basato sull'osservazione delle aree interessate dagli interventi. Tralasciando la valutazione qualitativa, in quanto quantificare su basi scientifiche i benefici del verde sull'uomo è opinabile, si può iniziare con il verificare l'insorgere di fenomeni di allagamento urbano localizzato nelle aree afflitte da questa problematica. Successivamente tramite l'esame, previo prelievo, delle acque dei corsi dove confluiscono i reflui fognari si può verificare l'effettiva diminuzione di metalli e inquinanti in relazione alla frequenza delle piogge.
Per quanto riguarda i benefici sul micro-clima cittadino si potrebbe, installando delle centraline di rilevamento, monitorare la minore percentuale di inquinanti nell'aria e verificare l'abbassamento della temperatura in prossimità dei micro parchi della pioggia.

Conclusioni

La strategia descritta, inserendosi e recuperando aree urbane residuali e prive di valore estetico o funzionale, si propone come strumento di riattivazione urbana capillare. I benefici ambientali e sociali, uniti alla sua economicità e facilità di realizzazione e manutenzione, lo rendono un contributo concreto e fattivo per la governance urbana e uno strumento di contrasto al problema del consumo di suolo.

Beretta S. (2012), Gli effetti del verde sulla mitigazione dell'isola di calore urbana
Blake A., Pocket Parks
Georgiadis T. (2015), Isola di calore urbana e progettazione del comfort
ISPRA (2017), Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici-Edizione 2017, Rapporto 266/2017
Montipò C. (2015), Le politiche dei Pocket Parks come strumenti di rigenerazione della città pubblica
PlaNYC (2011), A greener, greater New York
Romagnoli M. (2016), Pocket Parks for all
Tadioli N. (2015), I giardini della pioggia contro le bombe d'acqua in città
Viti S. (2014), Giardini della pioggia
http://www.codiferro.it/rain-garden-usare-verde-contro-allagamenti-ed-erosione-parte-1
https://www.melbournewater.com.au/community-and-education/help-protect-environment/raingardens
http://www.nigeldunnett.com/johnlewisraingarden
https://www.nrpa.org/contentassets/f768428a39aa4035ae55b2aaff372617/pocket-parks.pdf
http://raingardens.info/wp-content/uploads/2012/07/UK-Rain-Garden-Guide.pdf
http://www.rinnovabili.it/greenbuilding/rain-gardens-contrastare-allagamenti-ambito-urbano-543

21. Etica, suolo e qualità dello sviluppo: una prospettiva integrale

Rete dei Centri per l'Etica Ambientale - CepEA[102]

Pensare al consumo di suolo in una prospettiva etico-ambientale chiede innanzitutto di riconoscere l'interconnessione tra i fattori che ne compongono la complessa realtà, in quell'intreccio di ecologia umana e ambientale che papa Francesco definisce *ecologia integrale* (papa Francesco, 2015).
Che cosa vuol dire riflettere sul suolo valorizzandone la ricchezza in senso ecologico, ma anche mettendo in discussione la concezione moderna di diritto di proprietà? Quali contraddizioni e limiti vi sono oggi in Italia nell'utilizzo del suolo, in termini di qualità dello sviluppo? Come agevolare la riqualificazione di aree urbane, limitando così il consumo di "nuovo" suolo?
Questi interrogativi attraversano il presente contributo, articolato attorno a tre ambiti tematici – il suolo come bene comune, il rapporto tra uso del suolo e qualità dello sviluppo, la riqualificazione urbana senza consumo di suolo –, che propone una visione ampia della questione a partire dalla sua dimensione ecologica, per comprenderne la prospettiva etica secondo un approccio integrale orientato alla sostenibilità.

Il suolo come bene comune

Il suolo mostra in modo efficace e concreto che tutto è connesso: è una risorsa naturale non rinnovabile che, in virtù dei suoi molteplici utilizzi (naturalistici, agricoli, industriali, urbanistici, ecc.), svolge diverse specifiche funzioni, producendo servizi di cui beneficiano tutti i viventi. L'importanza del suolo è legata ai servizi ecosistemici connessi alla sua funzionalità biologica, ma anche a quelli culturali e sociali (tutti quei benefici non materiali – estetici, spirituali, ricreativi, ecc. – da esso forniti), che contribuiscono alla bellezza e al valore di un territorio.
Le problematiche connesse al consumo e all'uso del suolo vanno, quindi, affrontate esplicitandone la dimensione ecologica: i concetti di *complessità* e *incertezza* – connessi alle logiche non deterministiche e alle dinamiche non lineari che ne governano il funzionamento –permettono di orientare la prospettiva etica ad un approccio integrale, coerente con i principi della sostenibilità. Si pensi a quello di *giustizia*, qui intesa come equo accesso e equa distribuzione del bene suolo e delle sue funzioni ecologiche; di *responsabilità* dell'agire, in relazione ai rischi e alle conseguenze nei confronti di chi vive oggi e di chi verrà domani; di *cura* nei confronti di un bene comune limitato, che richiede un uso responsabile nel lungo periodo; di *prevenzione:* sempre meglio agire per evitare un danno piuttosto che ripararlo, soprattutto se di lungo termine e/o irreversibile. Nel collegare inscindibilmente la dimensione ambientale a quella economica e sociale si apre una prospettiva ampia, che consente di sviluppare indicazioni normative e azioni di *policy*, per limitare fenomeni come il consumo di suolo, ma anche altri altrettanto preoccupanti correlati al suo utilizzo (dissesto idrogeologico, compattazione, contaminazioni, alluvioni, etc.).
Il problema della sua regolamentazione, emerso anche nel corso dell'ultima legislatura (Rete CepEA, 2017), è complesso, e non solo in Italia: pure a livello europeo non si è ancora riusciti ad adottare una direttiva specifica in materia. Tra i fattori che ostacolano l'assunzione di decisioni in tal senso c'è anche un elemento culturale, legato alla centralità tuttora ricoperta nel pensiero occidentale dal *diritto di proprietà privata*, spesso invocato contro scelte tese a limitare le possibilità d'uso del suolo. Esso affonda le sue radici nella prima modernità, a partire dal filosofo inglese J. Locke (1632-1704), che ne vedeva però l'esercizio – proprio in relazione alla terra – strettamente collegato a un lavoro che la migliorasse e la valorizzasse, ma anche a una condizione di abbondanza di beni ambientali in cui l'appropriazione da parte di un soggetto non pregiudicasse analoga possibilità per altri (Locke, 1982).
La condizione della famiglia umana è però oggi profondamente diversa rispetto a quanto indicato da Locke: *i beni ambientali – incluso il suolo – sono drammaticamente scarsi*, mentre le dinamiche del consumo di suolo non migliorano certo la terra stessa, che ne risulta invece spesso degradata. In tale

[102] Alla stesura dell'articolo hanno contribuito: Antonella Bachiorri (Cirea Università di Parma e Centro Etica Ambientale, Parma), Angela Galasso (Aicare, Roma), Matteo Mascia e Simone Morandini (Fondazione Lanza, Padova), Anna Richiedei e Maurizio Tira (Università degli Studi di Brescia), Andrea Stocchiero (Focsiv, Roma), Chiara Tintori e Massimo Galbiati (Aggiornamenti Sociali, Milano). La Rete CepEA è composta da: Aggiornamenti Sociali, Agenzia Italiana per la Campagna e l'Agricoltura Responsabile e Etica - AICARE, Centro Culturale San Benedetto - Monastero di Siloe, Centro Etica Ambientale Bergamo, Centro Etica Ambientale Como-Sondrio, Centro Etica Ambientale Parma, Centro Studi sulle culture della pace e della sostenibilità - Università di Modena, Fondazione Centro Studi Filosofici di Gallarate, Dipartimento di Ingegneria civile, architettura, territorio, ambiente e matematica - Università di Brescia, Federazione degli Organismi Cristiani Servizio Internazionale Volontariato - FOCSIV, Fondazione Lanza – Centro studi in etica.

contesto appare del tutto normale che per un bene ambientalmente critico qual è il suolo, l'esercizio del diritto di proprietà possa essere limitato da parte delle autorità competenti. Del resto, la stessa Costituzione italiana, mentre sottolinea all'art. 42 che "la proprietà privata è riconosciuta e garantita dalla legge", nota anche che quest'ultima "ne determina i modi di acquisto, di godimento e i limiti allo scopo di assicurarne la funzione sociale", al punto che la proprietà può persino essere "espropriata per motivi di interesse generale". Anche la Carta dei diritti fondamentali dell'Unione europea afferma all'art. 17 il diritto di proprietà, ma "l'uso dei beni può essere regolato dalla legge nei limiti imposti dall'interesse generale" e si può anche esserne privati "per causa di pubblico interesse, nei casi e nei modi previsti dalla legge".
Uno sguardo più ampio riconoscerà allora che la terra non può essere intesa solo come oggetto di appropriazione in base a un diritto esclusivo, ma piuttosto come *"casa comune"*, su cui siamo tutti ospiti. In questa prospettiva la tutela giuridica del suolo richiede di ritrovare un diritto dei beni comuni, in cui l'individuo sia inscritto in una *rete relazionale*, in interazione con le istituzioni politiche e la comunità civile (Pennacchi e Bondolfi, 2015); di riconoscere un pensiero del limite, che consenta di non oltrepassarne la capacità portante a livello locale e globale; di promuovere un accesso ai beni comuni socialmente regolato nelle sue diverse modalità. Una simile prospettiva etica e culturale, fondata su una rinnovata responsabilità dell'agire personale e collettivo, consente di fornire quel supporto concreto entro cui collocare la tutela giuridica del suolo come bene comune.

Rapporto tra uso del suolo e qualità dello sviluppo

Un'adeguata tutela giuridica del suolo, tesa ad articolare la dimensione privata con quella comune è necessaria, ma non sufficiente. Infatti, il tipo di utilizzo del suolo incide sulla qualità dello sviluppo, non solo del territorio stesso, ma di tutte le relative relazioni sociali ed economiche. In questa direzione due processi sono in tensione tra di loro: l'aumento della concentrazione delle terre coltivabili in mano a poche grandi realtà agroindustriali e i processi di abbandono delle terre nelle aree interne e marginali della Penisola.
Negli ultimi decenni è stata registrata una tendenza alla concentrazione della proprietà privata di terre coltivabili in Italia e in Europa[103]. Il fenomeno è in linea con l'accaparramento di terre a livello globale, il *land grabbing* (FAO, 2009), quando assume caratteristiche di spoliazione dei diritti dei piccoli imprenditori agricoli. In Italia, dal 1990 al 2013, il numero delle aziende agricole di piccola dimensione (<10 ettari, ha) è diminuito del 68%, passando da 2.376mila a 764mila imprese (Kay, 2016). Attualmente, le imprese di grande dimensione (>100 ha) sono 15.100, pari a 1,5% del totale e concentrano il 27% della Superficie Agricola Utilizzata (SAU). Questo processo è da indagare con attenzione, per rilevarne cause e conseguenze in termini economici, ma anche sociali, ambientali ed etici. Il costante aumento delle dimensioni aziendali ha spesso ripercussioni pesanti sul loro contesto territoriale e sociale, favorendo, talvolta, l'abbandono delle campagne e dei piccoli centri rurali. Quando poi la concentrazione delle terre coltivabili è associata all'adozione di pratiche agronomiche intensive, il rischio è di un progressivo depauperamento delle funzioni essenziali del suolo, con possibili ripercussioni nel lungo termine. Va però anche evidenziato che una relativa crescita dimensionale delle aziende può aumentare l'efficienza aziendale e agevolare la diffusione di tecnologie e sistemi colturali più sostenibili, in grado di ridurre gli apporti di acqua irrigua, fertilizzanti e agrofarmaci (es. agricoltura di precisione). Di grande importanza poi il fatto che la concentrazione di *strutture societarie a carattere cooperativistico* favorisca la multifunzionalità dell'agricoltura, per una valorizzazione sociale, culturale e naturalistica del territorio.
Il secondo processo riguarda l'abbandono delle terre marginali. In 50 anni, in Italia la SAU si è ridotta di 6 milioni di ettari pari a una diminuzione di circa il 33%[104]. Le ragioni di tale perdita sono riconducibili a due macro fenomeni: l'abbandono dei terreni da parte degli agricoltori e l'avanzamento delle aree edificate, per la concentrazione della popolazione nelle aree urbane. Cause di tipo strutturale (morfologia, accessibilità, carenza di servizi), economiche (agricoltura poco redditizia, distribuzione del reddito lunga la filiera agro-alimentare) e sociali (scarso ricambio generazionale) sono alla base dell'abbandono (Mipaaf, 2012). Il fenomeno interessa soprattutto le aree montane e collinari più interne della Penisola che rappresentano circa tre quinti del nostro territorio (AA.VV, 2014). Seppure marginali,

[103] Si veda: Gazzetta ufficiale dell'Unione europea del 18-10-2017 C 350/5 e http://www.croceviaterra.it/landgrabbing/il-parlamento-europeo-chiede-unazione-urgente-sullaccesso-alla-terra-e-la-sua-concentrazione-in-europa/
[104] Cfr. i più recenti censimenti Istat in agricoltura sul sito https://www.istat.it/it/censimento-agricoltura.

tali zone sono una grande risorsa per lo sviluppo e il benessere del Paese in quanto offrono servizi ecosistemici essenziali (acqua, aria, biodiversità), custodiscono beni paesaggistici e storici (terrazzamenti, reti viarie, insediamenti rurali) e alimentano la filiera agroalimentare con produzioni locali, espressione della qualità e tipicità della tradizione agricola italiana.
Sia la concentrazione delle terre più fertili sia l'abbandono di quelle meno produttive e marginali sono legate a un contesto economico prevalentemente volto alla massimizzazione del profitto a breve termine. Se esso rappresenta una legittima aspirazione per le imprese, la sua ricerca esclusiva rischia di *prevaricare sul principio della terra come bene comune,* favorendo sistemi produttivi improntati allo sfruttamento eccessivo del suolo. C'è la necessità di un'analisi più approfondita di queste tendenze per una *progettualità nuova*, che ripensi in una visione integrale e globale la pianificazione territoriale tanto delle aree più "centrali" e produttive del Paese, quanto dei luoghi marginali. È possibile ripensare il ruolo dell'impresa e le implicazioni etiche dei sistemi produttivi nella nostra agricoltura, nel segno della responsabilità e dell'interconnessione? Le numerose esperienze imprenditoriali innovative che, a partire dalla crescente sensibilità verso le tematiche ambientali e sociali, individuano nell'*uso responsabile, sostenibile, cioè integrale, della terra* un'area di impegno dal profondo senso civico e politico sono parte della risposta a questa domanda. Rilevante in tal senso è la crescente diffusione di pratiche e imprese tese a valorizzare terreni per *creare lavoro in contesti periferici o degradati*, oppure per promuovere percorsi formativi e inserimenti lavorativi di persone più deboli, o ancora per recuperare aree per ricreare luoghi di socialità e aggregazione (Durastanti et al, 2011).

Riqualificazione urbana senza consumo di suolo

Contenere o ridurre il consumo di suolo esige un cambio di paradigma, sempre più urgente: si tratta di *passare da un'ottica di crescita a una di sviluppo* nell'utilizzo delle risorse (Sachs, 2015). Il concetto di crescita è legato all'aumento di dimensioni, mentre quello di sviluppo a processi di trasformazione, potenzialmente forieri di maggiore qualità di vita, equità, sostenibilità. In questa nuova ottica, quale relazione è possibile tra attori privati e pubblici nel governo delle città? Quali elementi condizionano la riqualificazione urbana?
Una delle questioni rilevanti per ridurre il consumo di suolo è la necessità di *investire nel patrimonio esistente inutilizzato, dismesso e degradato,* termini solo apparentemente sinonimi, che purtroppo non trovano definizioni condivise a livello nazionale per l'identificazione del fenomeno (anche se alcune Regioni si sono già mosse in questo senso). Con il termine "inutilizzato" si intende qui il patrimonio esistente e non occupato, dovuto alla sovrabbondanza di produzione rispetto alla domanda, alla crisi economica e al fallimento di una serie di operatori. La "dismissione" evoca, invece, la funzione produttiva industriale (e talvolta anche agricola) divenuta obsoleta dal punto di vista tecnologico e/o rilocalizzata altrove (anche su indirizzo del piano urbanistico). Infine, la condizione di "degrado" può essere intesa come una situazione di abbandono associata alla presenza di elementi di compromissione ambientale o sociale di un sito.
Come riqualificare queste aree – con caratteristiche così eterogenee per funzione, localizzazione, dimensione e diffusione – in una prospettiva di *rigenerazione del territorio urbano*?
Innanzitutto, occorre rilevarne la presenza, ma purtroppo i Comuni, specie se piccoli, hanno spesso problemi a valutarne le caratteristiche e gestirne l'evoluzione. Le residenze vuote sono numericamente più diffuse, con un andamento dinamico e sono quindi difficili da censire; sono invece noti i siti industriali dismessi e inquinati. Il censimento aggiornato delle abitazioni vuote o degli edifici inutilizzati in ambito agricolo richiede risorse conoscitive e tecniche da mettere a disposizione dei Comuni.
In secondo luogo, i siti degradati presuppongono investimenti anche significativi e forti capacità di contrattazione; risorse di cui spesso i Comuni non dispongono. L'unica leva attualmente disponibile per la riqualificazione di queste aree sembra essere la possibilità di renderli *economicamente appetibili per investitori privati*. I Comuni possono intervenire in tal senso individuando incentivi fiscali per le residenze oppure destinazioni d'uso compatibili per i siti dismessi o degradati nel piano urbanistico, in modo da incontrare le esigenze del mercato e del profitto privato, senza compromettere servizi utili alla comunità. I Comuni potrebbero anche ridurre il contributo di costruzione per le riqualificazioni, già basso di per sé: tuttavia resterebbe il problema della realizzazione e gestione degli spazi e dei servizi pubblici. Nel caso in cui sia necessaria anche la bonifica, è poi ancora più difficile bilanciare la certezza

di risultati e di tempi per gli investitori privati e le vicissitudini burocratiche delle pratiche urbanistiche e ambientali della riqualificazione[105].
Inoltre, la riqualificazione delle aree degradate rappresenta un effettivo miglioramento del contesto ambientale e sociale comunale ed un beneficio per la collettività, quando è portatrice di una visione integrale capace di tenere assieme gli aspetti urbanistici e ambientali con il patrimonio storico, artistico e culturale che sono parte integrante dell'identità comune di un luogo.
Importante potrebbe essere in tal senso la definizione di un piano urbanistico sovraordinato di valenza strategica, che aiuti i Comuni nella scelta delle destinazioni d'uso più idonee, oltre a rappresentare un elemento di forza per la partecipazione a selezioni per l'acquisizione di fondi esterni dedicati alla riqualificazione stessa. Vero è che si tratta di processi che esigono un'attenzione particolare da parte del legislatore, per rafforzare la posizione dell'Ente pubblico, mettendolo effettivamente in grado di operare per il miglioramento di tali aree, evitando che tali processi inducano un ulteriore consumo di suolo.
Dal punto di vista etico, l'uso del guadagno individuale come leva per la trasformazione delle aree dismesse sembra sminuire l'interesse comune. Il problema è il *legame di fondo tra la proprietà privata, la rendita e l'utilizzo del suolo*: per ottenere effetti positivi su quest'ultimo occorre una pianificazione che valorizzi ed al contempo incanali opportunamente gli altri due fattori, chiamando gli attori in gioco, ma in primis chi ricopre ruoli decisionali, ad esercitare una vera etica della responsabilità che ponga al centro la funzione sociale del suolo come bene comune.

Conclusioni

Un approccio integrale al consumo del suolo è cruciale perché in grado di tenere insieme e far interagire principi e prospettive di etica ambientale, sociale ed economica per una sua gestione autenticamente sostenibile. Cosa può fare da collante perché tali prospettive etiche, solo accennate in questo contributo, siano a servizio della collettività?
Un primo elemento è l'orientamento dei saperi tecnici e amministrativi all'acquisizione di una *competenza etico-professionale* diffusa, da realizzare sia a livello della formazione iniziale che in fase di aggiornamento: quando vi sono scelte da compiere é essenziale il riferimento a criteri moralmente meditati. Un secondo collante è rappresentato dalla promozione di *reali spazi di ascolto e di partecipazione* alle decisioni di chi vive in quei luoghi, in particolare dei soggetti più vulnerabili, ed è portatore di conoscenze ed esperienze che vanno prese in considerazione. Un terzo elemento strategico è la crescita di una *cultura della sostenibilità,* che riconosca le interrelazioni tra i sistemi sociali e quelli ambientali così da rendere consapevoli che tutti noi, in qualità di semplici cittadini, imprenditori agricoli, urbanisti o amministratori locali, influenziamo in qualche modo la vita degli altri viventi e, dunque, impattiamo sugli stessi anche attraverso le nostre scelte, incluse quelle relative all'uso del suolo. Non solo, qualunque nostra scelta, che sia mossa dell'esclusivo e immediato vantaggio economico o da una visione più attenta alla dimensione condivisa e comunitaria, porterà con sé un insieme di conseguenze sulle generazioni future. Che sia anche la responsabilità verso queste ultime a orientare lo sviluppo integrale del suolo verso una maggiore qualità di vita, equità e sostenibilità?

AA.VV. (2015), Proposte per favorire le bonifiche di siti contaminati in Italia, Folium, Milano, 3-19.
AA.VV. (2014), Strategia nazionale per le Aree Interne: definizione, obiettivi, strumenti e governance, DPS Agenzia per la Coesione Territoriale.
Durastanti F. et al. (2011), I buoni frutti. Viaggio nell'Italia della nuova agricoltura civica, etica e responsabile, Agra Editrice, Roma.
FAO (2009), Land grab or development opportunity? Agricultural investment and international land deals in Africa, www.fao.org
Istat (2015), La struttura delle aziende agricole Anno 2013, www.istat.it
Locke J. (1690), Due Trattati sul governo e altri scritti politici, a cura di Pareyson L., Utet, Torino, 1982.
Kay S. (2016), Land grabbing and land concentration in Europe. A Research Brief, Transnational Institute for HOTL, Amsterdam.
Mipaaf (2012), Costruire il futuro: difendere l'agricoltura dalla cementificazione.
Papa Francesco (2015), lettera enciclica Laudato sì' sulla cura della casa comune, in www.vatican.va.
Rete CepEA (2017), Il suolo tra sfruttamento e consumo sostenibile. Un contributo al dibattito parlamentare, in Aggiornamenti Sociali, 1, 24-41.
Pennacchi L. - Bondolfi A. (2015), Beni comuni per la democrazia, Messaggero, Padova.
Sachs J.D. (2015), L'era dello sviluppo sostenibile, Università Bocconi Editore, Milano.

[105] La ricerca urbanistica sta lavorando per superare questi ostacoli e indicare soluzioni più sostenibili (AA.VV, 2015).

22. Degrado del territorio: analisi recenti e strategie di contrasto

Andrea Alcalini (Università di Firenze), Alberto Ziparo (Università di Firenze)

La gravità della crisi ambientale e la destrutturazione ecologica del territorio

Le "ondate di calore" – le successive "bombe d'acqua", ovvero le precipitazioni iperconcentrate che interrompono bruscamente le fasi di alta temperatura e siccità, disastrando però ulteriormente i già stressatissimi ecosistemi territoriali – sarebbero poco rilevanti se fossero delle vicende occasionali. Purtroppo sono diventati la quasi normalità, con accelerazioni che trovano conferma ai livelli più autorevoli: gli scienziati del gruppo IPCC/UNEP che osservano i cambiamenti climatici, i quali stanno seguitando a ricordare come i tempi già previsti per l'arrivo di eventi disastrosi "tanto frequenti da diventare normali", stiano registrando tremendi accorciamenti; per cui potrebbe accadere tra pochi anni – o addirittura mesi – quanto era previsto nel prossimo trentennio. A fronte di questo si registrano dichiarazioni (fintamente) preoccupate. E sostanzialmente poco altro. Di fatto i problemi vengono lasciati alle comunità ed istituzioni territoriali colpite. Salvo le rituali dichiarazioni "d'emergenza", cui seguono stanziamenti di solito modesti rispetto ai danni. Stiamo affrontando una questione talmente grande ed epocale da richiedere svolte drastiche, una nuova programmazione nazionale e comunitaria, nonché una riscrittura degli impianti delle leggi di bilancio. Insomma politiche completamente nuove. Si attendono pagine nuove, dopo gli esecutivi che si sono succeduti di recente; sostanzialmente incapaci di fuoriuscire dalla logica dell'iperconsumo di suolo, della Legge Obiettivo, abrogata ma vigente tuttora per moltissime opere, e per il resto integrata dai vari provvedimenti "Sblocca Italia" o simili. Peraltro le governance ai diversi livelli si sono adoperate finora spesso non per applicare, ma per aggirare i vincoli territoriali e paesaggistici prescritte da norme e piani. Favorendo ulteriori processi di degrado e aprendo alle operazioni di edilizia abusiva, che già colpiscono duramente territori ed ecosistemi di quello che una volta veniva definito il "Belpaese" (Settis, 2011; Bevilacqua, 2011; Curci et al. 2018). Debolezza e permeabilità gestionali facilitano tra l'altro anche la pervasività di corruzione e malavita organizzata nei confronti della gestione urbanistica e del governo del territorio.

Riterritorializzazione e definanziarizzazione dell'economia

«La finanziarizzazione dell'economia, facilitata e alimentata da una politica di deregolamentazione di tutti i meccanismi finanziari, sulla base dell'ipotesi che il "mercato" fosse il miglior regolatore – sia per la miglior allocazione delle risorse, sia per una distrubuzione dei risultati non eccessivamente iniqua – si è dimostrata un'affermazione ideologica priva di riferimenti reali» (Indovina 2012: 7). Per questo servirebbero svolte drastiche, di definanziarizzazione "delle scelte" e di territorializzazione delle azioni di riassetto sociale.

Tra le icone dei problemi di oggi troviamo per esempio la Toscana , dove è ormai quotidiano l'attacco al Piano Territoriale e Paesaggistico, redatto dalla precedente amministrazione – pure considerato uno degli strumenti di pianificazioni più efficaci e innovativi degli ultimi tempi - grazie soprattutto al lavoro dell'allora assessore al territorio, Anna Marson, con il contributo delle università locali. Invece di applicarne dettami e politiche, si tenta infatti di vanificarne prescrizioni e direttive, aggirando o modificando continuamente le norme operative. Se ne negano anche le strategie portanti, per esempio insistendo, anzi talora rilanciando le grandi opere che hanno spesso messo in crisi i paesaggi, le istanze di mobilità sostenibile, e le strategie di riqualificazione ecologica delle diverse aree regionali.

La definanziarizzazione dell'economia (e della politica) dovrebbe invece comportare un riassetto sociale basato sulle caratteristiche ecologiche dei contesti territoriali. Come un grande studioso dei distretti locali e industriali, Giacomo Becattini, ha indicato nel suo ultimo libro, "La coscienza dei luoghi" (2015). Il Belpaese potrebbe essere rilanciato dalle produzioni dei beni della terra, materiali (agricoltura) e immateriali (storia, cultura, arte, paesaggio) (Bevilacqua 2017). Da qui si potrebbero trarre anche le regole per le nuove *ecosmart city*. Ovvero i criteri per il rinnovo urbano e per la riconversione ecologica e tecnologica delle produzioni industriali. La riqualificazione di città e territori – per cui esistono oggi solo progetti pilota – è centrale in questo programma: che prevede riorganizzazione idrogeologica e difesa da eventi meteo climatici esasperati nel breve periodo (resilienza eco-territoriale: su questo il Comune di Bologna, sotto la guida dell'ex assessore e docente di urbanistica, Patrizia Gabellini, ha redatto un piano "di adattamento climatico" assai interessante); riassetto dei sistemi paesistici e degli *habitat*, blocco del consumo di suolo e riuso dell'enorme patrimonio edilizio inutilizzato per le domande sociali degli abitanti vecchi e nuovi, con ripresa delle economie ecologiche anche nelle aree interne, nel

periodo medio-lungo. In questo quadro, andrebbe incrementata anche la ricerca ambientale, specie pubblica.

Attacchi al territorio

Negli ultimi tempi, in Italia, si è tornato a parlare di abusivismo come fattore di attacco al territorio. Un elemento ancora imponente nel nostro paese - anche molti lustri dopo la fine di quello di "necessità", peraltro anch'esso devastante – che contribuisce allo sfascio e al degrado di ambiente e paesaggio come componente importante, ma non certo unica. È solo il risvolto patentemente illegale di un attacco a valori, contenuti e caratteri del territorio in corso da molti decenni, anche attraverso politiche e azioni istituzionali: leggi, programmi e progetti, sempre più espressioni di interessi avulsi dai contesti interessati.

In molti contesti meridionali, l'edilizia massiccia e fuori norma ha favorito anche la penetrazione della criminalità organizzata nel controllo del settore cementizio, spesso il porsi come "controllore e garante" dell'edilizia abusiva ha favorito i processi di accumulazione di risorse e capitali materiali e immateriali (relazioni, conoscenze e "competenze") da parte soprattutto delle mafie storiche italiane. Un percorso che ha facilitato la penetrazione criminale anche verso altri settori delle economie territoriali - a cominciare dalle opere infrastrutturali – e ne ha permesso l'accesso al condizionamento economico e politico di specifici ambiti sub-regionali e locali.

Se tutto ciò è ormai accertato nelle aree di tradizionale presenza mafiosa, ovvero in alcune province della Calabria, della Sicilia e della Campania, anche al di fuori di esse alcuni soggetti/gruppi riconducibili al crimine organizzato tentano di interagire con l'ambito del governo del territorio (Granata e Savoldi 2012). Nei luoghi di espansione dell'Italia centro-settentrionale, con modalità in parte differenti, gli interessi mafiosi verso i settori economici "tradizionali" si esplicano ormai da decenni: attraverso il controllo del "movimento terra", interfacciandosi con i servizi di forniture in sub-appalto; inserendosi nelle dinamiche del mercato immobiliare; relazionandosi con soggetti della sfera politica locale e con i processi di pianificazione urbanistica e territoriale (Granata e Pileri 2012; Lanzani 2012, 2014; De Leo 2012).

L'abnorme consumo di suolo, abusivo e legale, con la relativa cementificazione rende il territorio del Belpaese più fragile rispetto agli eventi sismici e alle ricadute della crisi climatica. L'urbanizzazione magmatica che abbiamo subito negli scorsi decenni, nel distruggere paesaggi e apparati paesistici non cancella solo bellezza, cultura e natura, ma nega l'eco-funzionalismo del territorio; abbassandone quindi consistenza e difese. Ma un territorio dagli apparati ecologici distrutti facilita anche le relazioni tra eventi sismici e idrogeologici; per esempio perché sono più facili i processi di liquefazione degli strati di terreno di superficie

I dati del patrimonio edilizio nazionale

I dati formulati dall'ISPRA nel 2017 mostrano ancora criticità, in termini di consumo di suolo, nelle zone «periurbane e urbane a bassa densità, in cui si rileva un continuo e significativo incremento delle superfici artificiali, con un aumento della densità del costruito a scapito delle aree agricole e naturali, unitamente alla criticità delle aree nell'intorno del sistema infrastrutturale, più frammentate e oggetto di interventi di artificializzazione a causa della maggiore accessibilità. I dati confermano l'avanzare di fenomeni quali la diffusione, la dispersione, la decentralizzazione urbana da un lato e la densificazione di aree urbane dall'altro, accompagnati da un'intensificazione agricola. Tali processi riguardano soprattutto le aree costiere mediterranee e le aree di pianura, mentre al contempo, soprattutto in aree marginali, si assiste all'abbandono delle terre e alla frammentazione delle aree naturali» (ISPRA 2017). Il contraltare di ciò – che significa distruzione di ecosistemi e assetti idrogeologici e quindi dissesti, oltre che perdita di paesaggio - è costituito dall'elevata quota di volumi vuoti – non solo residenziali – che sono stati realizzati nelle città e nei paesi italiani.

Figura 245 Abitazioni totali e abitazioni vuote od occupate da persone non residenti in Italia dal 1971 al 2011 (ISTAT 2011).

Il numero complessivo delle abitazioni censite nel 2011, dunque, ammonta a 31.208.161 unità; di esse, il 77,3% (24.135.177) è occupato da almeno una persona residente, mentre il restante 22,7% (7.072.984) è costituito da abitazioni non occupate od occupate solo da persone non residenti. Con il 50,1% di abitazioni non occupate da persone residenti, la Valle d'Aosta è in testa alla graduatoria, seguita da Calabria (38,8%) e Molise e Provincia autonoma di Trento (37,1%) (ISTAT 2011).
Sul territorio nazionale gli edifici e i complessi censiti nel 2011 ammontano in totale a 14.515.795 (i primi sono 14.452.680, i secondi 63.115), il 13,1% in più rispetto al 2001; è di tipo residenziale l'84,3% degli edifici complessivamente censiti (pari a 12.187.698 unità), in crescita dell'8,6% nel decennio intercensuario. Tra gli edifici non residenziali, la fetta più ampia è costituita da quelli destinati ad un uso produttivo (18,9%), seguono quelli commerciali (16,2%) e per servizi (11,7%). Più ridotta è la quota di edifici ad uso turistico/ricettivo e direzionale/terziario (4%) (ISTAT 2011).
Il dato relativo agli appartamenti vuoti – o scarsamente utilizzati - è preoccupante se si pensa che quasi un alloggio su quattro è vuoto, con una "punta" presentata ancora dalla Calabria con una quota pari al 40%; seguono Sicilia e Sardegna con circa il 30% del patrimonio abitativo inutilizzato, in Piemonte un alloggio su quattro è vuoto, in Veneto e Toscana il rapporto è di uno su cinque circa poco meno del Lazio (22%) e poco più della Lombardia (16%) (ISTAT 2011).

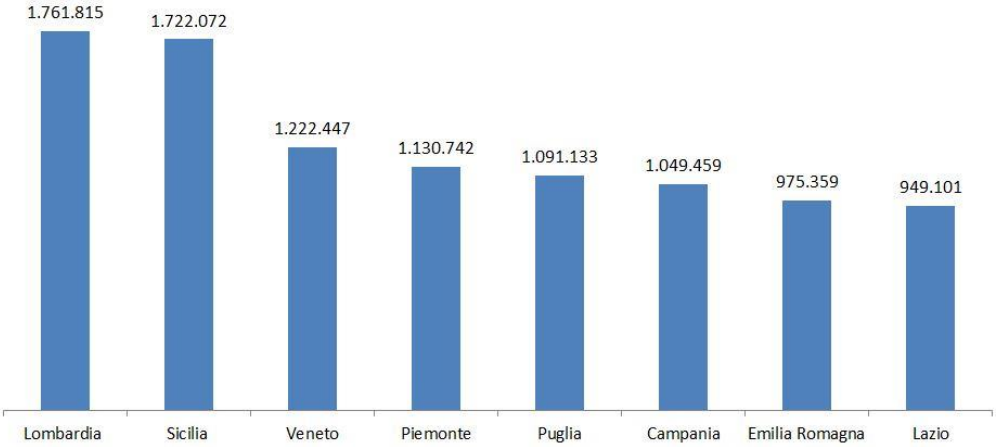


Figura 246 - Le prime 8 regioni italiane per numero di edifici residenziali costruiti (ISTAT 2011).

In tutte le regioni, il numero degli edifici risulta cresciuto rispetto al 2001, e gli incrementi percentuali più marcati si segnalano in Umbria (+21,4%), Emilia Romagna (+17,9%) e Toscana (+17,5%). Gli edifici residenziali rappresentano, in ciascun contesto regionale, la grande maggioranza degli edifici: la quota è sempre superiore all'80% con l'eccezione della Valle d'Aosta (73,6%).
Gli edifici non utilizzati, perché cadenti, in rovina o in costruzione, sono quasi il 13% in Valle d'Aosta e oltre il 9% in Abruzzo e in Calabria. Nel periodo 2001 - 2011 si è registrata una significativa riduzione nel Friuli (- 22,3%) e in Sardegna (-10,6%), e un aumento consistente in Emilia Romagna (quasi il 20% in più rispetto al 2001), in Liguria e nelle Marche. A livello complessivo, il 17% degli edifici non utilizzati rispetto al totale nazionale si trova in Sicilia, il 9,3% in Calabria e l'8,4% in Campania (ISTAT 2011).

Ci siamo chiesti a lungo perché nel nostro paese si continuasse a costruire, a dispetto del declino demografico (la quota di immigrazione appare tuttora relativa) e socio-economico. La spiegazione è stata fornita dagli studiosi di marketing immobiliare: da tempo non si costruisce più per la domanda sociale (che nonostante tutto il patrimonio vuoto resta in parte inevasa): la rendita fondiaria, poi immobiliare si è trasformata sempre più in finanziaria. I "nuovi vani" dovevano costituire le "basi concrete" per "costruzioni virtuali" di fondi d'investimento o risparmio gestito (WWF, 2014 e 2015). Va rilevato che nei dati ISTAT non sono annoverati molti insediamenti abusivi, allora non ancora individuati dall'Agenzia del Territorio del MET. Nelle regioni meridionali, in modo accentuato, questa inutile proliferazione di case sempre più vuote e cemento, oltre a offendere paesaggi notevoli, ha colpito componenti ambientali strutturanti per il territorio; per esempio le fiumare, elemento di interrelazione tra i quattro grandi massicci interni (oggi fortunatamente Parchi) e le fasce costiere, che sono sovente state tombinate o addirittura direttamente cementate per le esigenze del costruito. Il dissesto è tale che ad ogni temporale appena più intenso si rischia il disastro. Negli ultimi anni, anche grazie a recenti esperienze di pianificazione paesaggistica regionale e ai Piani di Ambito, approvati negli ultimi anni, è cresciuta la preoccupazione e l'attenzione per questi problemi- ormai drammaticamente clamorosi.
Oltre agli aspetti di difesa ambientale va costruita una grande strategia di recupero urbanistico e paesaggistico degli insediamenti che preveda, non solo per le situazione di abusivismo, ma ovunque è emergente la richiesta di riqualificazione eco-paesaggistica, financo la demolizione delle non poche situazioni non risanabili, la messa in sicurezza e la riqualificazione dell'edificato (resilienza eco-territoriale).
Proprio gli ambiti di paesaggio possono costituire gli ambienti locali dove sull'enorme patrimonio paesaggistico e storico–culturale si costruiscono strategie di tutela e resilienza ecologica e di valorizzazione sostenibile del territorio. Mentre le azioni di recupero del patrimonio edificato vanno finalizzate a risolvere il problema del disagio abitativo locale (che visti i dati citati non dovrebbe esistere) e anche a costruire politiche intelligenti di accoglienza e integrazione dei migranti.

Un programma territorialista per il Belpaese e l'importanza dell'azione "dal basso"

Più si approssimano i programmi elettorali, più appare evidente l'incapacità di molti di prospettare scenari di futuro credibile per il Paese. Bisogna allora ascoltare coloro che, come Salvatore Settis e altri, al di là del proprio campo scientifico-professionale, riescono a formulare ipotesi credibili di politiche anche economiche: "il futuro del Bel Paese è … nel Bel Paese". È una formulazione che in poche parole spiega che una tra le opzioni spendibili, come specificità italiana, è l'economia territorializzata, il paesaggio come guida alla sostenibilità socio-economica. Che esprime anche la necessità di riusare il patrimonio urbanistico e paesaggistico sia in funzione della mitigazione delle ricadute della crisi climatica, sia come elemento cardine di una nuova fase di dinamicizzazione socioeconomica, basata sulla riconversione ecologica delle produzioni e sulla maggiore quanto mirata fruizione di quell'enorme deposito di beni materiali e immateriali rappresentato dal territorio nazionale, appunto il Bel Paese.
La Società dei Territorialisti/e, l'associazione di studiosi del territorio e delle sue scienze, presieduta da Alberto Magnaghi, osserva i contesti locali da prospettive disciplinari diverse, e offre nelle sue elaborazioni e nei suoi periodici simposi elementi concreti in tale direzione, che finiscono per comporre un quadro programmatico di interesse almeno nazionale. Qualche mese fa si è svolto a Matelica, nel pre-Appennino marchigiano, in zona colpita dal sisma dello scorso anno ma fuori dal "cratere", l'ultimo di tali appuntamenti (SDT, 2017). L'essere in zona "terremotata", ma non colpita da gravi distruzioni, tali da legittimare "l'avvento di progetti di emergenza", ha favorito due piani di riflessione, segnati da due diverse necessità: quella di saper rivisitare le diffuse fragilità del territorio nazionale quali "invarianti strutturali", da rispettare e ridefinire nell'azione sociale; insieme alla continuità tra ricostruzione e ri-territorializzazione, cioè tra ricostituzione ambientale e recupero sociale dello spazio. Nel caso di Matelica e dell'Appennino marchigiano il post-sisma è stata occasione per il rilancio o l'accelerazione di strategie socioeconomiche "dal basso" già presenti: si sono re-incrementate le colture/culture agro-rurali, con una presenza particolare delle attività anche zootecniche di montagna (i "montanari testoni"), si è rafforzato il turismo territoriale (da rileggere forse quale *visiting* eco-socio-culturale), si è accentuata la necessità di relazione primario-secondario, con la riconversione ecologica oltre alla penetrazione dell'innovazione tecnologica e la verifica degli impatti delle attività esistenti. Con forti interazioni, ad esempio, tra attività agricole e produzioni energetiche rinnovabili «verso una bioregione decarbonizzata» – sostiene Gianni Scudo del Politecnico di Milano. Il convegno di Matelica

ha costituito solo l'ultima puntata di un percorso, fatto di laboratori, osservatori e dibattiti, che ha portato negli ultimi anni a riscoprire e a relazionarsi con molte realtà nazionali, capaci di emergere come contesti territoriali "eco-eco", in grado di attivare economie antiche e nuove attorno a una riproposizione sostantiva di valori e pratiche ecologiche. In questo il paesaggio – insieme alle versioni più recenti dello strumento mirato a tutelarlo e valorizzarlo, il Piano paesaggistico – può rivelarsi fattore decisivo e chiara direttrice orientativa. Infatti oltre alla Sardegna, negli ultimi anni, si registrano diversi di tali progetti in grado di assumere *in toto* le valenze che si attribuivano al Piano paesaggistico sardo: «i profili del prossimo sviluppo possibile sono disegnati dallo strumento paesaggistico»: un approccio che; dalla Sardegna può proiettarsi su altre regioni, come sottolinea Anna Marson, ex-assessore al Territorio della Regione Toscana. Ma la ripresa sociale del Bel Paese passa per il riutilizzo del suo patrimonio naturale e costruito: da un punto di vista ecologico, con il blocco alla sfrenata cementificazione ed al consumo di suolo; e quindi con la rigenerazione "organismica", eco-paesistica dei contesti; da un punto di vista civile ed economico con il riuso dell'enorme quota di patrimonio abitativo vuoto o inutilizzato. Questo enorme spreco economico e ambientale può diventare la risorsa che ci permette – sottolinea il sociologo Sergio De La Pierre, Responsabile dell'Osservatorio Migranti di SdT – di accogliere i migranti ed integrare i "nuovi italiani"; ormai fondamentali per molte attività economiche e vista anche la crisi demografica nazionale. In questo senso è sempre da notare il caso di Riace in Calabria, modello di accoglienza sociale e di efficienza socioeconomica oltre che politica.

In definitiva, il percorso prospettato da elaborazioni, tavoli e *meeting* territorialisti negli ultimi anni prefigura un quadro nazionale, unificato da esigenze di difesa del suolo e riqualificazione ecologica del paesaggio, verso territori "resilienti" anche di fronte alla crisi ambientale: la prima e forse unica "grande opera" davvero necessaria. Il MISE aveva già stimato la quantità di spesa per la messa in sicurezza del territorio dai vari rischi, programma ventennale da circa 9 miliardi l'anno. In questo scenario emergono tante differenti "bioregioni urbane" le cui economie territorializzate sono già all'opera, "dal basso", spesso ignorate o lontane dalle istituzioni, per disegnare un nuovo Bel Paese.

Negli ultimi anni in Sicilia, anche grazie alla linee guida della pianificazione paesaggistica regionale e ai piani di ambito, approvati negli ultimi anni, è cresciuta la preoccupazione e l'attenzione per questi problemi- ormai drammaticamente clamorosi. Sia a livello nazionale che a quello regionale, le istituzioni ai diversi livelli oggi sembrano troppo deboli e disattente rispetto ai termini dei problemi citati per procedere direttamente alla costruzione delle azioni richieste. Per questo, laddove sono già avviate le politiche di riutilizzo del patrimonio e di recupero del territorio, si sono individuate istanze e strutture, promosse "dal basso" dalle soggettività sociali più sensibili a questi problemi, spesso insieme a università ed esperti , che siano di ausilio, orientamento e stimolo per l'azione istituzionale (Laboratori territoriali che devono rilanciare la propria azione diffondendosi sul territorio regionale, Osservatori locali e regionali sul disagio abitativo, Forum, Tavoli e altre istanze di partecipazione).

Alcalini A. (2018), Il governo del territorio e lo spettro della mafia, tesi di dottorato di ricerca, Università di Firenze.

Becattini G. (2015), La coscienza dei luoghi, Donzelli, Roma.

Bevilacqua P.(2017), Felicità d'Italia.Paesaggio,arte ,musica,cibo Laterza,Roma.

Bevilacqua P., (2011), Il grande saccheggio, Laterza,Roma.

Bevilacqua P., Placanica A. (1985), Storia d'Italia. La Calabria, Einaudi, Torino.

Biagi F., Ziparo A. (1998), Pianificazione Ambientale e Sviluppo Insostenibile nel Mezzogiorno, Alinea, Firenze.

Bianchi A. (1992), Temi di Pianificazione Urbanistica, Gangemi, Reggio Calabria.

Curci F., Formato E., Zanfi F., (a cura di), (2017), Territori dell'abusivismo. Un progetto per uscire dall'Italia dei condoni, Donzelli, Roma.

De Leo D. (2012), Leggere i fenomeni criminali in una prospettiva neoliberista, in Territorio n.63, FrancoAngeli, Milano, pp.49-53.

Fallanca M.C. (1994), L'ambiente nella pianificazione del territorio, Gangemi, Roma.

Fera G., Ziparo A., (2014), Territorio, paesaggio e sostenibilità dello sviluppo, Angeli, Milano.

Granata E. Lanzani A. (2014), Al Nord. Astuzie mafiose in un sistema fragile, in Urbanistica informazioni n. 258, INU Edizioni, Roma, pp. 71-73.

Granata E. Pileri P. (2012), La forza delle mafie sta fuori dalle mafie, in Territorio n. 63, FrancoAngeli, Milano, pp. 26-32.

ISPRA, Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, 2017.

ISTAT, Edifici e abitazioni. Nuovi dati del 15° censimento generale della popolazione e delle abitazioni, 2011.

Lanzani A. (2012), Un'esperienza inaspettata. Indizi della 'ndrangheta in Lombardia, in Territorio n. 63, FrancoAngeli, Milano, pp. 54-63.

Magnaghi A. (ed.) (2016), La pianificazione paesaggistica in italia. Stato dell'arte e innovazioni, FUP, Firenze.

Perna T. (1994), Lo sviluppo insostenibile, Liguori, Napoli.

Pidalà A. M. (2007), Scenari di piani per lo sviluppo locale auto sostenibile, in Magnaghi A. (ed.), Scenari e visioni identitarie per il progetto di territorio, Alinea, Firenze.
Pidalà A.M., Ziparo A. (2005), Laboratori territoriali e pianificazione d'area vasta in Sicilia, in ATTI IX Conf. SIU, Angeli,Milano.
Pieroni O. (2000), Tra Scilla e Cariddi, Rubbettino, Soveria Mannelli.
Protocolli speciali, Governo, Anci con le Regioni Emilia Romagna, Lazio, Lombardia e Toscana, Mimeo, 2013-17.
Pugliese E. (1985), Calabria: i caratteri di un' economia dipendente, Angeli, Milano.
Regione Calabria, Linee Guida per la Pianificazione Territoriale Regionale e l'attuazione della Legge Urbanistica, Mimeo, Catanzaro, maggio 2008.
Regione Calabria, Quadro Territoriale Regionale a valenza Paesaggistica, Documento Preliminare, Mimeo, Catanzaro, maggio 2009.
Regione Calabria, Quadro Territoriale Regionale a valenza Paesaggistica, Bozza stampa, Catanzaro, dicembre 2015.
Regione Sicilia, Linee Guida per il Piano Territoriale Paesaggistico, Mimeo ,Palermo, 2001
Regione Sicilia, Piani Paesaggistici di Ambito, doc. diversi, Palermo , 2002-2012.
Regione Toscana, PIT/ Paesaggistico, Mimeo, Firenze , 2016.
Rossi Doria B. (1996), " Sicilia", in Clementi A., Dematteis G., Palermo P. C. (eds.), ITATEN Le forme del territorio nazionale, Laterza, Roma.
Rossi Doria M. (1982), Scritti sul Mezzogiorno, Einaudi, Torino.
Scaglione G. (2006), Nuovi territori verso l'innovazione in Calabria, Meltemi, Roma.
Scaglione G. (ed.) (2008), "Calabria in trasformazione: progettare il futuro governando il presente", in Urbanistica n. 137, INU Edizioni, Roma.
Sernini M. (1996), "Calabria", in Clementi A., De Matteis G., Palermo P.C. (eds.), ITATEN Le forme del territorio nazionale , Laterza, Roma.
Settis S.(2010) , Paesaggio, costituzione ,cemento, Einaudi, Milano.
Società dei Territorialisti e delle Territorialiste, Doc. Finale del convegno "Dai territori resistenti alle comunità di patrimonio", Matelica (MC),12-14 ottobre 2017.
Soriero G. (1985), "Le trasformazioni recenti del territorio", in bevilacqua p., placanica a., cit.
Trombino G.(2006), Le coste: urbanizzazione e abusivismo, in Savino M.,(ed.), Pianificazione alla prova del Mezzogiorno, Angeli,Milano.
Urban Center Bologna (2016), Bologna città resiliente. Sostenibilità energetica e adattamento ai cambiamenti climatici, Quaderno dal rapporto finale del gruppo di lavoro coordinato dall' Assessore all' Urbanistica Patrizia Gabellini, UCB Press, Bologna
WWF, Riutilizziamo l'Italia, Rapporti finali dalla ricerca I e II, 2015-2016.
Ziparo A. (2008), "Paesaggio sostantivo e sostenibilità territoriale", in Sscaglione G., cit.
Ziparo A. (2015), "Calabria: dal degrado incombente alla riterritorializzazione possibile", in Anele A., Niola B., Salerno G., eds., Pollino: letture e racconti del paesaggio, MDP, Cosenza.

MAPPATURA E VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI DEL SUOLO E DEL TERRITORIO

23. I servizi ecosistemici per analisi e valutazione di VAS nei processi di pianificazione territoriale

Silvia Arcari, Giuliana Gemini, Valerio Paruscio (Poliedra - Centro di servizio e consulenza del Politecnico di Milano su pianificazione ambientale e territoriale, Milano)

Introduzione

Il comune di Romano di Lombardia (Figura 247), di circa 20.000 abitanti, ha una superficie di 18 kmq ed è situato nella pianura centrale bergamasca, a sud di Bergamo. Il suo territorio è caratterizzato da elementi ambientali e paesaggistici di valore: si configura infatti come città d'acqua, grazie alla presenza del fiume Serio e di una estesa rete di rogge e canali realizzate nel tempo per ragioni di sicurezza idraulica e di produzione agricola. Tra gli elementi di interesse naturalistico si riconoscono le aree boscate e le macchie di vegetazione del Parco del Serio. L'urbanizzato ha conservato la maglia ortogonale ereditata dall'impianto romano e si caratterizza per la presenza di numerosi luoghi storici dell'identità locale, primo tra tutti il Castello Visconteo. A questi aspetti di pregio si contrappongono elementi di disvalore, legati alla presenza di aree degradate tra il tracciato ferroviario e gli insediamenti urbani a nord e a sud, di aree interessate da fenomeni di dismissione e abbandono, di cantieri interrotti della città incompiuta, di aree agricole prossime ai bordi dell'edificato o a barriere infrastrutturali, di usi impropri all'interno di ambiti agricoli, di antichi nuclei cascinali degradati, di impianti a cielo aperto dismessi.

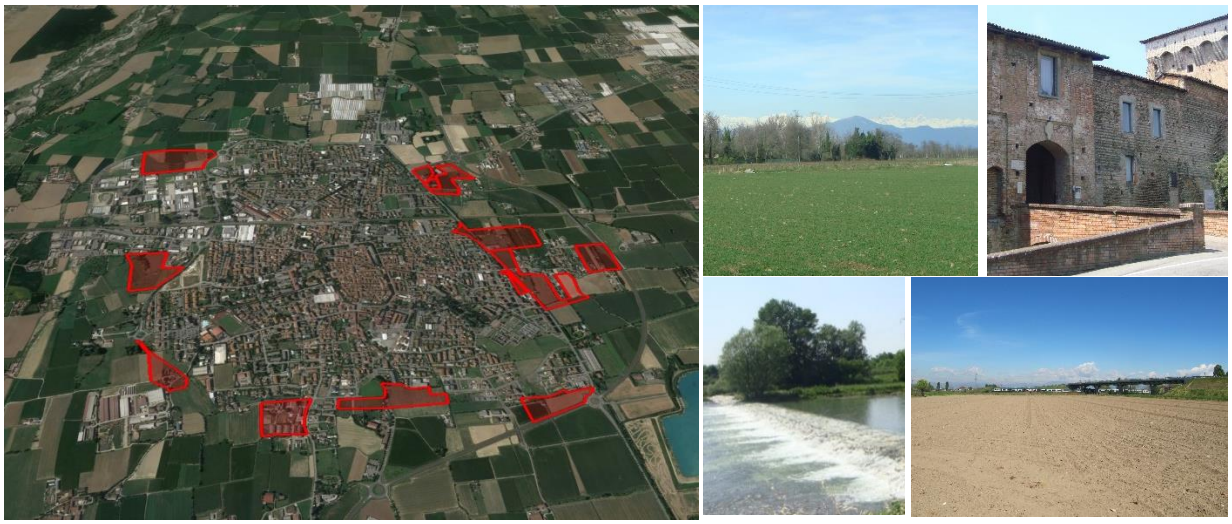


Figura 247 - Comune di Romano di Lombardia. Nella mappa satellitare, sono rappresentati i principali ambiti di trasformazione; a destra, alcune immagini rappresentative del territorio. Fonte: Google Earth e Città di Romano di Lombardia, 2018.

A fronte di tali problematiche, a fine 2014 l'amministrazione comunale avvia il percorso per la formazione del nuovo Documento di Piano del Piano di Governo del Territorio (PGT) [Città di Romano di Lombardia, 2018], anche tenendo conto della necessità di contenimento del consumo di suolo e di riqualificazione del suolo degradato, in coerenza con le disposizioni della l.r. 31/2014[106]. L'iter di piano - lungo, intenso e partecipato - ha preso inizio con un'approfondita analisi critica dei dati relativi alle possibilità edificatorie negli ambiti di trasformazione del previgente PGT, in gran parte non attuate, alle previsioni relative ai servizi, al contesto extraurbano e al patrimonio agricolo e naturale.
L'apporto della Valutazione Ambientale Strategica (VAS), descritta nel seguito nei suoi principali elementi metodologici ed applicativi, è stato rilevante al fine di supportare il percorso di piano, indirizzandone le previsioni verso un maggiore livello di sostenibilità ambientale, con particolare riguardo alla limitazione del consumo e dell'impermeabilizzazione dei suoli, ai quali sono connessi impatti sulle risorse idriche, sulla biodiversità, sull'evapotraspirazione del suolo, sul paesaggio, sulla produttività agricola, sul ciclo del carbonio e sulla qualità dell'aria [Laniado et al., 2016].

L'approccio metodologico

Nella VAS del nuovo PGT di Romano si è scelto di sperimentare una metodologia di analisi e valutazione ispirata all'approccio della Strategia di sostenibilità ambientale avviata nell'ambito della revisione del Piano Territoriale Regionale lombardo [Regione Lombardia, 2014]. La Strategia di sostenibilità ambientale regionale è lo strumento previsto dal Testo Unico Ambientale[107], che deve essere coerente e definire il contributo alla realizzazione degli obiettivi della Strategia nazionale per lo sviluppo sostenibile [Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2017]. La Strategia lombarda, finalizzata ad orientare alla sostenibilità i piani e i programmi alle diverse scale territoriali, costituisce il principale riferimento regionale, dal punto di vista ambientale, per il sistema delle conoscenze e per le metodologie di valutazione e di monitoraggio; favorisce inoltre il raccordo, la coerenza ed il coordinamento tra i diversi piani e programmi e le loro VAS. La trasformazione di un territorio dipende infatti dall'insieme degli effetti, anche sinergici, derivanti dalle scelte di tutti gli strumenti, pianificatori e programmatori, che a vari livelli compongono il processo decisionale; solo un approccio coordinato può consentire di verificare gli effetti cumulativi di tali strumenti sull'ambiente e di supportare la sostenibilità complessiva delle scelte di piani e programmi [Arcari et al., 2016].
L'approccio (Figura 248) pone al centro dell'attenzione il *sistema paesistico-ambientale*, caratterizzato tramite le proprietà di *vulnerabilità* e *resilienza*. Il grado di vulnerabilità dipende dalla sensibilità del sistema nei confronti dei fattori di pressione, quali ad esempio i cambiamenti negli usi del suolo indotti dallo sviluppo urbano; al contrario, la resilienza è connessa alla capacità di un sistema di assorbire un disturbo o una perturbazione e di riorganizzarsi, nonostante i cambiamenti temporanei, ritornando alle

[106] Regione Lombardia, l.r. 28 novembre 2014, n. 31 "Disposizioni per la riduzione del consumo di suolo e la riqualificazione del suolo degradato".
[107] D.lgs. 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale".

precedenti funzioni, struttura, identità e meccanismi di controllo. La capacità di adattamento e la flessibilità sono dunque parte della resilienza. Vulnerabilità e resilienza variano nei diversi ambiti territoriali e incidono sulla qualità e sulla quantità dei *Servizi Ecosistemici* (SE), ovvero i benefici che l'uomo riceve dagli ecosistemi, necessari, direttamente o indirettamente, alla salute e al proprio benessere [Millennium Ecosystem Assessment, 2003]. La considerazione della capacità del territorio di erogare SE permette di attribuire un valore particolare alle componenti ambientali da cui i SE dipendono e motiva l'attenzione nei riguardi degli effetti che il piano può esercitare su di esse. La stima della variazione del grado di vulnerabilità e di resilienza di ciascun ambito territoriale, in relazione alla capacità di erogare i SE, può pertanto costituire un riferimento rispetto al quale misurare la sostenibilità delle scelte di un piano, ad integrazione della considerazione dei potenziali impatti sulle componenti ambientali.

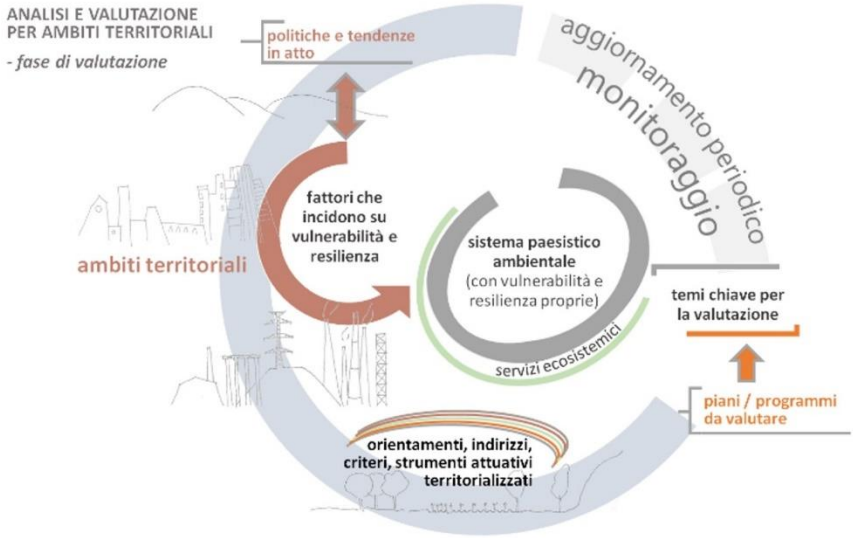


Figura 248 - Schema logico della VAS della revisione del PTR lombardo. Fonte: Regione Lombardia, 2014.

La sperimentazione di Romano

Nella VAS di Romano gli elementi metodologici sopra descritti sono utilizzati quale base di partenza per:

Integrare i contenuti dell'analisi del contesto ambientale, articolata secondo i temi ambientali richiesti dalla normativa sulla VAS, con l'analisi dello stato dei SE;

Stimare gli effetti ambientali potenziali del nuovo PGT per orientare la scelta fra soluzioni alternative e proporre indirizzi e criteri ambientali di attuazione, nonché misure di mitigazione, allo scopo di aumentare il livello di sostenibilità del piano.

Fase di analisi

La sperimentazione ha avuto inizio con l'individuazione dei SE di maggior interesse locale [desunti da TEEB, 2010]. È stata in seguito effettuata una selezione degli strati informativi più adatti a rappresentare ciascun SE, fra i dati cartografici disponibili sul Geoportale di Regione Lombardia (Tabella 29).

A partire da ciascuno strato informativo è stata ricavata una stima qualitativa dello stato di salute del relativo SE (Figura 249). Nel caso dei SE culturali, in assenza di informazioni cartografiche, la mappatura è stata supportata dal confronto con la comunità locale, nel corso di due incontri con cittadini e rappresentanti di associazioni e istituzioni locali dedicati alla costruzione di "mappe di comunità"[108].

Tabella 29 - Individuazione dei SE di interesse locale e selezione degli strati informativi per la loro rappresentazione. Fonte: Città di Romano di Lombardia, 2018.

Servizio Ecosistemico		Strato informativo originale	Fonte
SERVIZI DI FORNITURA - BENI E PRODOTTI OTTENUTI DAGLI ECOSISTEMI			
1A	Alimenti	Capacità d'uso del suolo	Carta pedologica
1B	Fibre, combustibili, altre materie prime	Produzione di legna	Dusaf4
1C	Acqua pulita	Protezione acque sotterranee	Carta pedologica

[108] http://www.mappadicomunita.it/

SERVIZI DI REGOLAZIONE - BENEFICI OTTENUTI DAL CONTROLLO DELL'ECOSISTEMA SUI PROCESSI NATURALI			
2A	Regolazione qualità dell'aria e del microclima	Aree alberate	Dusaf4
2B	Sequestro e stoccaggio di carbonio	Tipologie di colture	Carta uso agricolo
2C	Mitigazione dei rischi naturali e regolazione dei flussi idrici	Aree permeabili/drenaggio	Dusaf4
SERVIZI AGLI HABITAT - SERVIZI ECOSISTEMICI CHE CONSENTONO IL MANTENIMENTO DI ALTRI SERVIZI GRAZIE ALLA CONSERVAZIONE DEGLI HABITAT			
3A		Uso del suolo	Dusaf4
3B	Aree di conservazione e sviluppo degli Habitat	Rete ecologica	Rete ecologica regionale
3C		Reticolo idrico	Reticolo idrico comunale
SERVIZI CULTURALI - BENEFICI IMMATERIALI OTTENUTI DAGLI ECOSISTEMI			
4A	Tempo libero, attività ricreative, salute mentale e fisica	Aree, spazi e itinerari (pubblici e privati) a uso sportivo e ricreativo	Mappe generata negli incontri di partecipazione
4B	Turismo, valore estetico e ispirazione per la cultura, l'arte e il design, senso di appartenenza, esperienza spirituale, educazione e scienza	Aree, spazi e itinerari (pubblici e privati) con valore culturale, artistico, identitario	

La mappatura dei SE ha consentito di supportare l'analisi dello stato del sistema paesistico-ambientale, evidenziando alcuni importanti fattori di resilienza:

- L'elevato valore agricolo dei suoli: più del 50% della superficie territoriale, principalmente a nord e a sud dell'urbanizzato, appartiene alla classe di suoli che presentano pochissimi fattori che ne limitano l'uso agricolo; tali aree sono inoltre in gran parte contigue e di grandi dimensioni;
- La notevole porzione di territorio che presenta un alto livello di capacità di stoccaggio di carbonio (53%), di estremo valore per il contrasto ai cambiamenti climatici;
- La grande estensione di aree permeabili (72%), che garantisce una notevole capacità di mitigazione dei rischi naturali e di regolazione dei flussi idrici;
- La presenza di elementi di primo livello della Rete Ecologica Regionale (RER), di importanza per la conservazione degli habitat (la fascia contigua al fiume Serio, il varco situato sul confine sud orientale del comune ed alcune aree che circondano il nucleo urbanizzato). Anche il reticolo idrico minore rappresenta un'importante traccia per la conservazione e la valorizzazione degli habitat a livello urbano;
- La presenza di luoghi significativi per il tempo libero, le attività ricreative e la valenza turistica, culturale ed estetica, situati in gran parte all'interno o a ridosso dell'urbanizzato, ma anche nelle aree naturali del quadrante nord occidentale.

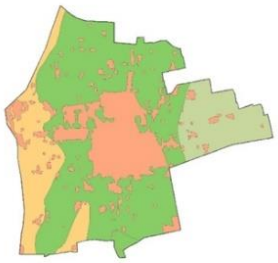
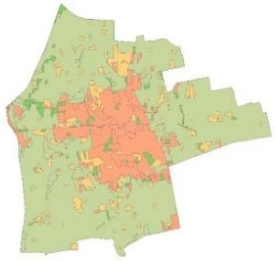
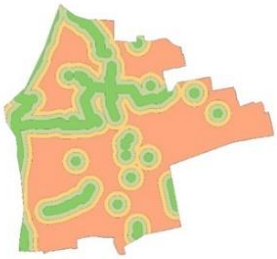
Servizi Ecosistemici di fornitura di beni e prodotti Alimenti - Capacità d'uso del suolo [Suoli adatti all'agricoltura]	**Servizi Ecosistemici di regolazione sui processi naturali** Regolazione qualità dell'aria e del microclima [Aree alberate]	**Servizi Ecosistemici di conservazione degli habitat** Aree di conservazione e sviluppo degli habitat [Reticolo idrico]	**Servizi Ecosistemici culturali** Turismo, valore estetico e ispirazione per l'arte, senso di appartenenza ed esperienza spirituale [Aree di valore culturale e identitario]
			
Classe I: Suoli che presentano pochissimi fattori limitanti il loro uso e che sono quindi utilizzabili per tutte le colture.	Pioppeti, altre legnose agrarie, boschi di latifoglie, seminativi arborati […]	Reticolo idrico	Elementi di rilevanza per turistica, di valore estetico e senso di appartenenza segnalati dai cittadini
Classe II: Suoli che presentano moderate limitazioni che richiedono una opportuna scelta delle colture e/o moderate pratiche conservative.	Seminativi semplici, colture orticole e floro-vivaistiche a pieno campo, prati permanenti, cespuglieti […]	Buffer di 50 m dal tracciato del reticolo	Buffer di 200 m dall'elemento
Classe III: Suoli che presentano severe limitazioni, tali da ridurre la scelta delle colture e da richiedere speciali pratiche conservative.	Tessuto residenziale sparso, cascine, insediamenti produttivi agricoli, colture orticole protette […]	Buffer di 150 m dal tracciato del reticolo	Buffer di 300 m dall'elemento
Classe IV: Suoli con limitazioni molto severe, da ridurre drasticamente la scelta delle colture e da richiedere accurate pratiche di coltivazione.	Altre	Aree esterne al buffer di 150 m	Aree esterne al buffer di 300 m

Figura 249 - Esempi di mappatura della stima qualitativa delle tipologie di SE. Il valore più basso corrisponde all'assenza del SE (in arancione), il più alto alla massima espressione del SE (in verde). Fonte: Città di Romano di Lombardia, 2018.

Fase di valutazione

La fase valutativa degli impatti di piano è stata supportata dalla sovrapposizione delle mappe dei SE con gli ambiti oggetto delle scelte di PGT. In particolare, la scelta degli ambiti da stralciare o da mantenere, rispetto alle scelte del PGT previgente, ha tenuto conto dalle informazioni emerse da questa valutazione. La valutazione ha permesso inoltre di definire criteri di attuazione e misure di mitigazione ambientale, nell'ottica del contrasto alla vulnerabilità e del rafforzamento della resilienza del sistema paesistico-ambientale. Di seguito ed in figura 4 ne sono illustrati due esempi.

In alcuni casi la valutazione ha operato a supporto delle scelte di stralcio, delle quali è emblematico l'ambito di trasformazione denominato "ex ATR6". Situato sul confine sud-orientale del tessuto urbanizzato, nelle vicinanze della nuova tangenziale, l'ambito è caratterizzato da uno stato di fatto prevalentemente di tipo agricolo e dalla parziale inclusione nella RER. Per questo ambito il PGT previgente prevedeva una trasformazione, inattuata, ad ambito residenziale. La VAS ha messo in luce, anche grazie alla mappatura dei SE, i potenziali impatti postivi sul sistema paesistico-ambientale dovuti allo stralcio dell'ambito in questione, principalmente in termini di riduzione del consumo di suolo e di preservazione di un terreno adatto alla coltivazione agricola, nonché importante per la conservazione della biodiversità e per la regolazione dei flussi idrici.

Più specificamente, dalle mappe si rileva che il terreno dell'ex ATR6 presenta pochi fattori limitanti all'uso agricolo (1A), una moderata capacità di protezione delle acque sotterranee (1C), un moderato ruolo di regolazione della qualità dell'aria e del microclima (2A), un discreto servizio di sequestro e stoccaggio di carbonio nella vegetazione e nel terreno (2B), una significativa potenzialità di mitigazione dei rischi naturali e di regolazione dei flussi idrici (2C) e un'interessante capacità di conservazione e sviluppo degli habitat a scala sia locale che regionale, utile in particolare in un'area ad alta densità di infrastrutture di trasporto che costituiscono cesure importanti alla rete ecologica (3A e 3B). Il nuovo PGT, avvalendosi dei risultati della VAS, ha proposto lo stralcio dell'ambito, anche al fine di salvaguardarne il valore di erogazione dei SE.

Un esempio di altra natura riguarda invece l'ambito di trasformazione ATr4 – ex Latteria di via Crema, situato sul margine meridionale della città e caratterizzato dalla prossimità ad un tessuto di tipo residenziale a bassa densità e ad aree prevalentemente agricole, a sud. L'ATr4 ospita edifici e spazi aperti produttivi prevalentemente dismessi e in stato di degrado, che il previgente PGT prevedeva di riqualificare confermandone l'uso produttivo. Il nuovo PGT sceglie di confermare tale previsione, anche alla luce della constatazione della scarsa presenza di SE significativi all'interno del perimetro

dell'ambito e nel suo intorno. La VAS ha infatti consentito di evidenziare come le piccole aree a prato presenti non risultino significative per quel che concerne la capacità d'uso del suolo, il miglioramento del microclima locale e la capacità di sequestro e stoccaggio di carbonio (1A, 2A, 2B), né risulta rilevante la capacità di protezione delle acque sotterranee (1C). Gli unici elementi di un certo rilievo risultano il contributo alla mitigazione dei rischi naturali, alla regolazione dei flussi idrici ed alla conservazione e sviluppo degli habitat (2C, 3A), nonché la presenza di una roggia sul perimetro dell'area che, se pur parzialmente inattiva, costituisce un elemento da preservare per la conservazione e lo sviluppo degli habitat (3C). Alla luce di questa analisi, la VAS, pur supportando la scelta di piano, ha fornito opportuni criteri ambientali di attuazione della futura progettualità, in modo da garantire la conservazione e la valorizzazione della roggia.

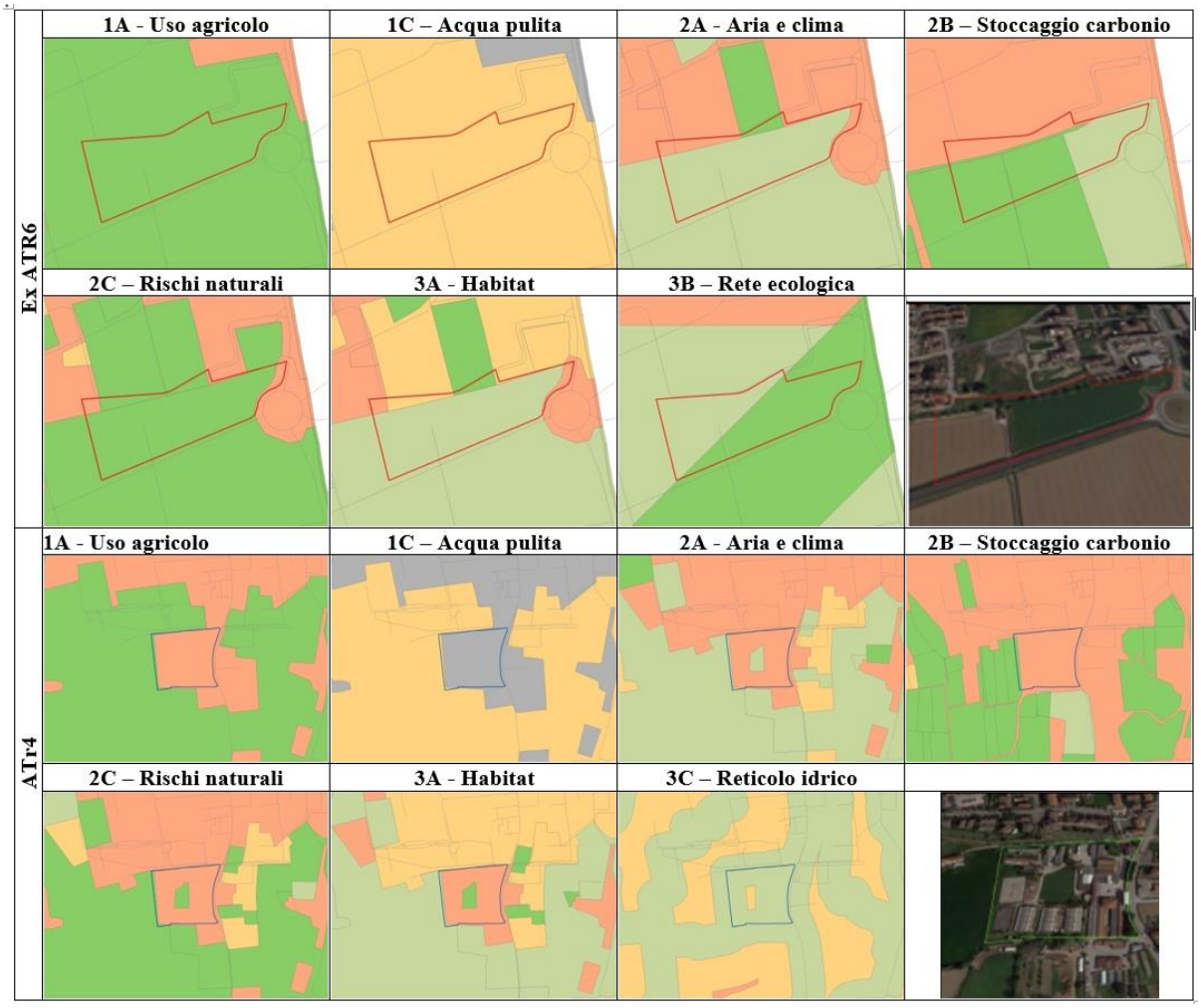


Figura 250 - Ambiti di trasformazione ex ATR6 (stralciato) e ATR4 (confermato): esempi di sovrapposizione alle mappe dei SE. Fonte: Città di Romano di Lombardia, 2018.

Più in generale, i risultati della valutazione ambientale delle azioni ipotizzate dal PGT hanno influito sulle scelte di pianificazione, portando ad una contrazione delle previsioni di espansione, sia residenziale che produttiva, del previgente piano e spingendo verso la riqualificazione di interi quartieri secondo una logica di mix funzionale e di valorizzazione degli spazi pubblici e delle aree naturali. Ulteriore contributo della VAS ha riguardato il supporto alla definizione di nuovi ambiti di trasformazione, meno estesi, a completamento di aree afferenti al tessuto urbano consolidato, nei quali privilegiare la qualità dei manufatti anche secondo criteri di contenimento dei consumi energetici e della minimizzazione dell'impatto sull'ambiente.

Considerazioni conclusive

Il percorso di VAS del nuovo PGT di Romano ha permesso di sperimentare nel concreto l'approccio metodologico proposto nell'ambito della revisione del PTR lombardo, contribuendo a indirizzare verso

la sostenibilità il nuovo strumento urbanistico, nell'ottica di una piena integrazione tra piano e VAS. L'approccio di VAS ha pieno riconoscimento nel nuovo PGT, che fa propri i risultati della valutazione ambientale al fine di una migliore calibrazione delle scelte territoriali. Oltre che nel metodo e nei contenuti, l'integrazione è anche a livello documentale: la relazione generale del PGT fa propria, in una paragrafo dedicato, la metodologia di valutazione desunta dal rapporto ambientale.
Ulteriore elemento d'interesse riguarda la contemporaneità del percorso di PGT rispetto al processo di revisione del Piano Territoriale di Coordinamento della Provincia di Bergamo, nell'ambito del quale è proposta una lettura del territorio provinciale per SE, attraverso il coinvolgimento dei comuni interessati. La sperimentazione di Romano si inserisce pertanto in un momento di riflessione di scala più ampia, contribuendo in maniera puntuale e consapevole alle analisi di livello provinciale.
Un'ultima osservazione riguarda il ruolo attribuito alla comunità locale per la ricostruzione dello stato del sistema paesistico-ambientale, come portatrice di conoscenza, da valorizzare con particolare riferimento ai SE culturali.

Arcari S., Cossu M., Dosi V.M., Gibelli G. (2016). La Strategia di sostenibilità ambientale regionale come occasione di un nuovo approccio alla valutazione ambientale. Atti del Convegno SIEP-IALE 2016 "Challenges of Anthropocene and the role of Landscape Ecology", Asti, 26-28 maggio 2016.
Città di Romano di Lombardia (2018). Adozione del nuovo Documento di Piano (DDP), comprensivo del Rapporto Ambientale, e delle modifiche al Piano delle Regole (PDR) ed al Piano dei Servizi (PDS) del vigente Piano di Governo del Territorio (PGT). D.c.c. n. 4 del 9 febbraio 2018.
Laniado E., Arcari S., Cappiello A. (2016). Potenzialità della VAS applicata ai piani urbanistici. Atti del convegno "Le grandi sfide urbane: la valutazione ambientale strategica nella pianificazione urbanistica", Roma, 5 aprile 2016".
Millennium Ecosystem Assessment (2003). Ecosystems and human well-being: A Framework for Assessment. World Resources Institute. Washington, D.C. (USA).
Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (2017). Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile, approvata dal CIPE il 22 dicembre 2017.
Regione Lombardia (2014). Variante finalizzata alla revisione del Piano Territoriale Regionale comprensivo del Piano Paesaggistico Regionale: approvazione del Documento preliminare di revisione e del Rapporto preliminare VAS. D.g.r. n. X/2131 del 11 luglio 2014.
TEEB (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers. Progress Press. Malta.

24. La valutazione dei servizi ecosistemici per il Piano Paesaggistico della Sardegna

Emma Salizzoni, Angioletta Voghera (DIST, Politecnico di Torino)

I servizi ecosistemici, chiave di lettura operativa per il paesaggio
Nonostante in Europa come in Italia i principi della Convenzione Europea del Paesaggio (CEP) permeino in modo ormai diffuso le politiche di pianificazione territoriale e paesaggistica (De Montis, 2014, 2016; Magnaghi, 2016), si riconosce ancora, in particolare nel nostro Paese, una generale difficoltà da parte della pianificazione di fecondare le pratiche e trovare efficacia operativa alla scala locale del piano e del progetto (Peano, 2011; Brunetta e Voghera, 2008; Voghera, 2011; Voghera e La Riccia, 2016). È proprio alla luce della ancora scarsa efficacia operativa delle politiche per il paesaggio che emergono le potenzialità di un approccio alla pianificazione che guardi ai Servizi Ecosistemici (SE). I SE, oggetto in anni recenti di diverse iniziative istituzionali internazionali volte alla loro definizione e valutazione[109], sono intesi come i benefici forniti dagli ecosistemi al genere umano (MEA, 2005). Il concetto di SE costituisce dunque un ponte tra sfera ambientale e sfera socio-economica, tra aspetti biofisici-ecosistemici e benessere antropico (Braat e de Groot, 2012). Considerare i SE all'interno dei Piani di governo del territorio consente non solo, più generalmente, di valorizzare la dimensione ecosistemica, ma, proprio grazie alla prospettiva antropocentrica che li sottende, permette anche, con particolare riferimento alla pianificazione paesaggistica, di tradurre i "valori" del paesaggio in "benefici" per l'uomo e dunque di esplicitare i vantaggi per gli attori sociali derivanti da politiche di conservazione e valorizzazione del paesaggio. Ciò a sua volta consente di ampliare l'arena dei soggetti

[109] Tra queste, Millennium Ecosystem Assessment (MEA), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), o Mapping and Assessment Ecosystems and their Services (MAES, 2014), quest'ultima volta a supportare l'attuazione della Strategia Europea per la Biodiversità, definendo un set di linee guida che possa sostenere gli Stati membri nel rispondere all'azione 5 della Strategia ("Map and assess the state and economic value of ecosystems and their services in the entire EU territory; promote the recognition of their economic worth into accounting and reporting systems across Europe", Target 2: "Maintain and restore ecosystems").

coinvolti nei processi partecipativi (Von Haaren et al., 2016)[110], incrementando la responsabilizzazione delle comunità nella gestione del paesaggio (Bobbio, 2004) e dunque l'efficacia dell'azione paesaggistica alla scala locale.
La traduzione in termini monetari dei benefici forniti dai SE (Häyhä e Franzese, 2014) e la loro mappatura (Maes et al., 2012; Schägner et al., 2013; Albert et al., 2017) contribuiscono ancor più a tale finalità, sensibilizzando gli attori sociali (Nasi et al., 2002), oltre che indirizzando l'azione pubblica grazie all'esplicitazione delle conseguenze, anche economiche, derivanti dai diversi scenari di pianificazione (Mavsar e Varela, 2014). Il fatto, poi, che i SE vengano comunemente letti secondo un'ottica complessa[111] fa sì che questi costituiscano una lente particolarmente adatta a cogliere la multidimensionalità del paesaggio, riarticolandola in diverse tipologie di benefici (SE di approvvigionamento, di regolazione e culturali) e comunicandola così in modo efficace (soprattutto se i benefici vengono monetizzati) anche ad un pubblico di non esperti.
Il progressivo consolidarsi, infine, di strumenti di attuazione dei SE, come i sistemi di Pagamento dei Servizi Ecosistemici (PSE), può contribuire a valorizzare il ruolo dei SE entro i Piani e a supportare l'efficacia di una pianificazione paesaggistica che consideri i SE come oggetto e criterio di progetto, garantendone e promuovendone l'erogazione[112], in coerenza con specifici obiettivi di tutela, gestione e progetto. Si tratta di strumenti sempre più esplorati in letteratura (tra gli altri, Wunder, 2005; Muradian et al., 2010; Marino, 2017; Masiero et al., 2017), per i quali in Italia è presente un quadro normativo ancora parziale ma promettente (il Collegato ambientale L. 221/15, "Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali" prevede, all'art. 70, l'emanazione di un Decreto legislativo per l'introduzione di un sistema di PSE).
I SE pertanto, per quanto ad oggi non trovino ancora una collocazione stabile e codificata nel processo di costruzione dei Piani (Lerouge et al., 2017), costituiscono un riferimento prezioso per la pianificazione del paesaggio, a scala vasta come locale. In questo contributo vengono presentati struttura e risultati di un metodo per la valutazione e la mappatura dei Servizi Ecosistemici Forestali (SEF) sperimentato sul territorio della Regione Sardegna e, in coerenza con quanto sopra, ne vengono discusse le potenzialità operative nell'ambito della prospettiva di estensione dell'attuale Piano Paesaggistico Regionale (PPR) dalle coste alle aree interne.

La valutazione dei Servizi Ecosistemici Forestali nella Regione Sardegna

Obiettivi e quadro metodologico

Principale obiettivo della ricerca, svolta nell'ambito del progetto AF3 (*Advanced Forest Fire Fighting*, Settimo programma quadro europeo[113]) e inerente la valutazione dei SEF nella Regione Sardegna, è stata l'elaborazione uno strumento valutativo ad alta comunicatività, utile a sensibilizzare gli attori sociali rispetto ai valori dei paesaggi forestali dell'isola, letti in una prospettiva di "danno potenziale" in relazione al diffuso rischio incendi che caratterizza il territorio regionale ed esplicitando così anche ruolo e sforzi degli enti istituzionali (Agenzia FoReSTAS, Regione Sardegna) preposti alla definizione e attuazione di politiche di prevenzione e riduzione del rischio incendi. Il metodo ha previsto: (i) la valutazione biofisica ed economica dei SEF, "spazializzata" attraverso strumenti GIS al fine di definire mappe dei valori dei paesaggi forestali, strumenti ad elevata comunicatività; (ii) il ricorso, per la

[110] "Existing shortcomings of landscape planning include the fact that the advantages of landscape conservation and development are often not clearly illustrated for the users of public goods. Respective potentials waiting to be activated involve communicating better how landscape changes would affect the concrete benefits which individuals or groups draw from the landscape and subsequently how their wellbeing is affected. Because this is not sufficiently substantiated, participation processes are dominated by groups that have an obvious strong economic interest in the land, such as land owners and farmers or developers" (Von Haaren et al., 2016, p. 4).
[111] Il Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), quadro classificatorio del SE consolidato a livello internazionale e recentemente aggiornato (2018, https://cices.eu/) e che raccoglie i frutti di precedenti iniziative classificatorie e valutative (in particolare MEA e TEEB), propone una struttura tassonomica dei SE articolata in tre grandi classi: di approvvigionamento, di regolazione e culturali.
[112] A fronte del carattere dei SE – esternalità positive non remunerate dal mercato – emerge l'opportunità di definire sistemi di pagamento (internalizzazione dell'esternalità) affinché ne venga garantita la continuità e qualità di erogazione (nel caso questi vengano già erogati), o ne venga promossa la fornitura (nel caso questi non vengano già erogati). Tali forme di contrattualizzazione e pagamento dei SE possono garantire efficacia ad una pianificazione paesaggistica che incorpori il concetto di SE e articoli dunque le azioni da implementare sul territorio anche in termini di fornitura di specifici SE.
[113] Il progetto di ricerca AF3, cui hanno partecipato 19 partners internazionali, tra cui anche il Politecnico di Torino (coordinatore: Vittorio Verda, Dipartimento Energia, DENERG), e conclusosi nel luglio 2017, ha avuto come obiettivo il superamento delle attuali carenze gestionali in tema di rischio incendi forestali attraverso lo sviluppo di nuovi metodi e tecnologie. Nell'ambito del progetto, il gruppo di ricerca del Politecnico di Torino afferente ai Dipartimenti DIST (Dipartimento Interateneo di Scienze, Progetto e Politiche del Territorio) e DAD (Dipartimento di Architettura e Design) - Angioletta Voghera e Roberta Ingaramo - coordinamento, Emma Salizzoni - ha sviluppato il metodo per la valutazione dei SEF qui presentato.

valutazione dei SEF, non a complessi modelli matematico-informatici, bensì ad indicatori calcolabili sulla base di dati facilmente reperibili e aggiornabili, per consentirne un'applicazione, a fini di monitoraggio, anche da parte degli amministratori pubblici.
La selezione degli indicatori è stata operata a partire dal quadro classificatorio dei SE fornito dal *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES). Rispetto a questo ampio ventaglio di SE, ne sono stati selezionati sei (Tab. 1), sulla base dei seguenti criteri:

- rappresentatività delle principali classi di SE (approvvigionamento, di regolazione, culturali), al fine di restituire la complessa multidimensionalità del paesaggio;
- rappresentatività delle principali funzioni svolte dalle foreste, così come diffusamente individuate in letteratura (tra gli altri, Pearce, 2001; Merlo e Croitoru, 2005; Ciancio et al., 2007) e indicative, nel loro complesso, di una qualità paesaggistica in cui dialogano fattori di produttività (produzione legname e sughero), di qualità ecologica (regolazione del clima e protezione idrogeologica) e di qualità culturale (turismo);
- rilevanza dei SEF rispetto al contesto locale (si veda ad esempio l'indicatore relativo alla produzione di sughero, selezionato in relazione al ruolo di primo piano che la produzione sughericola riveste nell'economia agro-forestale della Sardegna);
- effettiva possibilità di condurre, a scala regionale, una valutazione dei SEF spazializzabile e replicabile a fini di monitoraggio, condizionata dunque dalla disponibilità di dati: (i) di tipo sia biofisico sia economico, georiferibili per l'intero territorio regionale e (ii) basati su fonti facilmente accessibili e periodicamente aggiornate.

La valutazione ha incrociato differenti dati e fonti per ottenere una valutazione dei SEF il più possibile articolata, ma al tempo stesso estendibile e cartografabile rispetto all'intero territorio regionale. Ad esempio, per il calcolo degli indicatori di approvvigionamento "Legname da lavoro" e "Legname per uso energetico", la produzione di legname (produzione reale, fonte ISTAT[114]) e il relativo valore di mercato (fonte ISTAT[115]) sono stati differenziati rispetto al tipo di bosco (latifoglie, conifere, misto) e alle relative classi di copertura così come individuati entro la Carta dell'Uso del Suolo della Regione Sardegna (per una trattazione puntuale delle modalità di calcolo dei singoli indicatori, si veda Ingaramo et al. 2017).
I SEF selezionati fanno riferimento, nell'ottica di un approccio di Valore Economico Totale (VET, Pearce, 1993; Turner e Pearce, 1996), a valori di uso diretti (estrattivo: indicatori "Legname da lavoro", "Legname per uso energetico", "Sughero"; non estrattivo: "Turismo") e indiretti ("Protezione idrogeologica", "Sequestro di carbonio"), mentre non sono stati valutati i valori di non uso dei paesaggi forestali (i cosiddetti valori di "esistenza", "altruismo", "lascito"). La valutazione economica si è avvalsa di diversi metodi estimativi (Tabella 30), definiti in relazione al carattere del SEF oggetto di valutazione e della disponibilità dei dati. Rispetto ad ogni SEF, sono stati calcolati i valori annuali, ossia i flussi erogati dallo stock di capitale naturale forestale nell'arco dei 12 mesi di riferimento (2017).

Applicazione e risultati

La Tabella 31 riporta i valori biofisici ed economici annuali relativi ai sei indicatori calcolati a scala regionale e il Valore Economico Totale (VET). Emerge subito evidente l'elevato valore economico del SEF di *protezione idrogeologica*, riconducibile agli importanti costi di surrogazione che bisognerebbe sostenere per supplire alla funzione protettiva della foresta, in particolare nelle aree ad elevata acclività (pendenza >70%). Queste aree, che costituiscono solo il 5% delle aree forestali regionali, svolgono tuttavia una funzione cruciale in termini di protezione dall'erosione del suolo, la cui eventuale "sostituzione" dovrebbe essere operata tramite interventi di ingegneria naturalistica onerosi[116].

[114] ISTAT, "Utilizzazioni legnose forestali per assortimento e tipo di bosco".
[115] ISTAT, "Prezzi medi all'imposto per assortimento e tipo di bosco".
[116] Per la definizione dei costi di surrogazione sono stati presi a riferimento, come opere di ingegneria naturalistica, per le aree con pendenza 40%-70%, interventi di idrosemina, mentre per le aree con pendenza maggiore (>70%), interventi con palificate vive a parete doppia con interdistanza di 10 m (per le aree con pendenza <40% non è stata individuata una necessità di intervento, Ciancio et al., 2007). I prezzi unitari individuati rispetto alle due tipologie di intervento (idrosemina: 1,48 €/mq; palificate vive a parete doppia: 160 €/mc; fonte: Prezziario dei Lavori Pubblici, Regione Sardegna, 2009) sono stati attualizzati al 2017 e annualizzati attraverso la formula iniziale di annualità, considerando un saggio di sconto dell'1% e un periodo di 30 anni.

Tabella 30 - Indicatori biofisici ed economici per la valutazione dei Servizi Ecosistemici Forestali (SEF) nella Regione Sardegna

SEF		Indicatore biofisico	Struttura	UM	Indicatore economico	Metodo di stima	Struttura	UM
APPROVVIGIONAMENTO	**Legname da lavoro**	Volume di legname da lavoro	mc/ha/anno	mc	Valore di mercato del legname da lavoro	Prezzo di mercato	€/anno	€
	Legname per uso energetico	Volume di legname per uso energetico	mc/ha/anno	ma	Valore di mercato del legname per uso energetico	Prezzo di mercato	€/anno	€
	Sughero	Quantità di sughero	q/ha/anno	q	Valore di mercato del sughero	Prezzo di mercato	€/anno	€
REGOLAZIONE	**Protezione idrogeologica**	Estensione della superficie protetta dalle foreste rispetto a fenomeni erosivi	Ha	ha	Valore di surrogazione della funzione protettiva delle foreste	Costo di surrogazione	€/anno	€
	Sequestro di carbonio	Quantità di carbonio assorbito	t/ha/anno	t	Valore di mercato del carbonio assorbito	Prezzo di mercato	€/anno	€
CULTURALI	**Turismo**	Arrivi	num. arrivi/anno	num	Valore delle visite	Benefit transfer (costo di viaggio)	€/anno	€

Tabella 31 - Valori biofisici ed economici annuali dei SEF della Sardegna a scala regionale (il VET in questo caso non considera il SEF relativo al Turismo*, essendo stato calcolato solo per 13 foreste).

SEF		Valore biofisico	UM	Valore economico	UM	VET (%)
APPROVVIGIONAMENTO	**Legname da lavoro**	2.593	mc	184.711	€	0,14%
	Legname per uso energetico	113.921	mc	5.393.994	€	4,12%
	Sughero	166.091	q	11.626.376	€	8,88%
REGOLAZIONE	**Protezione idrogeologica**	167.241	ha	111.226.897	€	84,90%
	Sequestro di carbonio	497.148	t	2.565.283	€	1,96%
CULT.	***Turismo****	*150.764*	*num*	[*940.345*]	*€*	-
VET				130.997.261	€	100%

L'elevato "peso" percentuale assunto dal SEF di protezione idrogeologica entro il VET è anche connesso alla performance degli altri indicatori. In particolare, sono molto bassi i valori relativi alla produzione di *legname da lavoro* e *legname per uso energetico* (Figura 251) – intesa in termini di prelievi e dunque di effettiva utilizzazione – non essendo le foreste sarde gestite e sfruttate sistematicamente in tal senso[117]. Molto più significativa è, rispetto alla produzione di legname, la produzione di *sughero*: la Sardegna contribuisce infatti a circa l'80% della produzione italiana di sughero (più di 160.000 q/anno) e il valore annuo per estrazione derivante dalle querce da sughero ammonta a più di 11 milioni di euro.
Per quanto riguarda il valore del SEF *assorbimento del carbonio*, nonostante la Regione Sardegna presenti la quarta superficie forestata per estensione a livello nazionale, esso è relativamente basso, a causa della predominanza di specie con valori unitari di assorbimento di carbonio (t/ha) non elevati (Gasparini et al., 2013). Il contenuto valore economico del SEF è anche ovviamente connesso al prezzo definito dallo *European Union Emissions Trading Scheme*, preso a riferimento per la valutazione, che ha subito drastici ridimensionamenti a partire dal 2009 a causa del crollo dei consumi energetici connesso alla crisi economica.
Emerge infine il ruolo del SEF correlato al *turismo*. Essendo stato questo calcolato solo per 13 foreste (a causa della indisponibilità di dati relativi a tutte le foreste presenti sul territorio regionale), non è stato compreso nella definizione del VET a scala regionale, ma, se si considera che circa il 9% delle foreste dell'isola sono visitate annualmente da oltre 150.000 turisti, con un valore stimato di circa 940.000 euro annuali, non è irragionevole considerare il turismo un SEF importante e promettente. Se infatti applicassimo, in un'operazione di carattere puramente teorico ma comunque indicativo, lo stesso valore economico medio unitario (€/ha/anno) rintracciato per le 13 foreste a tutte le foreste dell'isola, otterremmo un valore economico complessivo pari a più di 10 milioni di euro, corrispondenti a circa il 7% del VET ricalcolato.

[117] È tuttavia opportuno sottolineare come le fonti utilizzate (ISTAT) scontino una certa sottovalutazione del volume di legname effettivamente estratto dalle foreste (pur in un contesto di comunque scarsa produttività). Ciò è vero soprattutto per quanto riguarda il legname per uso energetico (legna da ardere), consuetudinariamente prelevato dalle foreste sarde in modo informale e dunque solo parzialmente registrato dai dati di utilizzazione forniti dall'ISTAT.

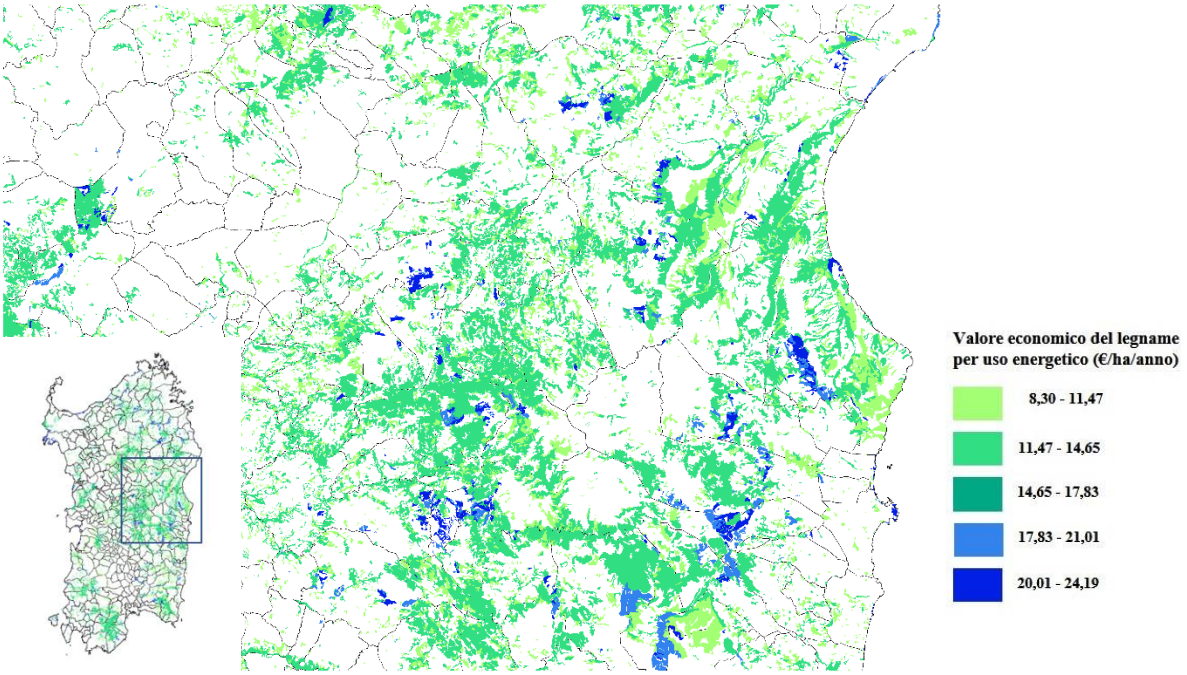


Figura 251 - Valori economici unitari ed annuali (€/ha/anno) della produzione di legname per uso energetico (Sardegna centro-orientale, golfo di Orosei). Sono evidenziati nelle tonalità del blu i boschi di conifere, contraddistinti da valori economici unitari (€/ha) medi più elevati rispetto ai boschi di latifoglie poiché, pur a fronte di prezzi del legname inferiori rispetto ai boschi di latifoglie, questi presentano indici di produzione (mc/ha, in termini di prelievi e utilizzazioni) sensibilmente più alti.

I servizi ecosistemici per la pianificazione del paesaggio forestale: una road map per il Piano Paesaggistico della Sardegna

Il Piano Paesaggistico della Regione Sardegna (PPR, 2006) riconosce le foreste e i boschi come beni paesaggistici ai sensi dell'art. 142 del Codice dei Beni Culturali e del Paesaggio (2004 e smi). In quanto tali, boschi e foreste sono "oggetto di conservazione e tutela (…) in modo da preservarne l'integrità ovvero lo stato di equilibrio ottimale tra habitat naturale e attività antropiche" (PPR, NTA, art. 18.1). Riconosce altresì l'opportunità di redigere programmi di tutela e valorizzazione anche al fine di "migliorare la funzionalità ecosistemica" (art. 18.7). Foreste e boschi sono poi oggetto di ulteriori indicazioni normative specifiche in quanto "componenti di paesaggio con valenza ambientale" (art. 21). Le aree boscate considerate come "aree naturali e subnaturali" sono orientate essenzialmente al "mantenimento del delicato equilibrio che le sostiene" (art. 24.7), mentre quelle "seminaturali", ossia che necessitano per la loro conservazione di interventi gestionali (art. 25.1), sono oggetto di "interventi di modificazione" solo se "atti al miglioramento della struttura e del funzionamento deli ecosistemi interessati" (art. 26).

Emerge pertanto evidente, nell'approccio del PPR alla pianificazione dei paesaggi forestali, un'attenzione anzitutto ai concetti di *naturalità*, *integrità* ed *equilibrio*. Viene citato anche il concetto di *funzionalità ecosistemica*, proposto come una delle chiavi interpretative per la definizione di eventuali interventi di valorizzazione dei boschi in quanto beni paesaggistici e di "interventi di modificazione" delle aree seminaturali. Il Piano tuttavia non contempla l'analisi e valutazione dei SEF come strumento analitico e operativo. Eppure, proprio la considerazione sistematica dei SEF potrebbe sostenere efficacemente le politiche del Piano per il paesaggio forestale. Ciò non solo in relazione alla generale potenzialità operativa del concetto di SE per le politiche del paesaggio (vedi par. 1), ma anche perché la valutazione dei SEF consentirebbe di evitare un'applicazione aspecifica del vincolo paesaggistico: l'analisi articolata e completa dei valori dei paesaggi forestali fornita dalla valutazione dei SEF – con riferimento dunque non solo ai valori naturalistici, come avviene ora nel PPR, ma anche a quelli socio-economici e culturali, come avviene ad esempio nello studio qui presentato[118] – aiuterebbe infatti a

[118] In un'ottica di pianificazione paesaggistica, tuttavia, emerge l'opportunità di arricchire l'attuale metodo valutativo con particolare riferimento alla valutazione del SE di carattere culturale (Plieninger et al., 2015), ora limitata, per ragioni di disponibilità di dati, alla valutazione

declinare in modo appropriato e sito-specifico le misure di tutela sul territorio[119]. Inoltre, la valutazione dell'attuale e potenziale erogazione dei SEF da parte degli ecosistemi forestali contribuirebbe a rendere concreta una prospettiva non solo di tutela ma anche di *valorizzazione* dei paesaggi forestali, che, come previsto dallo stesso Piano, dovrebbe fondarsi proprio su un "miglioramento della funzionalità ecosistemica" (art. 18.7).

In generale, pertanto, considerare il concetto di SEF entro il PPR consentirebbe di traghettare la pianificazione dei paesaggi forestali da un'idea di tutela aspecifica e passiva a quella di una gestione sito-specifica e attiva, garantendo anche un migliore coordinamento tra PPR e PFAR (Piano Forestale Ambientale Regionale, 2007), strumento quest'ultimo volto a definire indirizzi per una gestione sostenibile delle foreste. Tale approccio si porrebbe inoltre in linea con il recente "Testo unico in materia di foreste e filiere forestali" (D.Lgs. 34/2018), che mette l'accento sulla necessità non solo della tutela ma anche della "gestione e valorizzazione attiva del patrimonio forestale anche al fine di garantire lo sviluppo equilibrato delle sue filiere" (art. 1.4).

Il nuovo PPR costituisce dunque un'occasione per sperimentare un'integrazione del tema dei SEF nella pianificazione paesaggistica. Integrazione che, da un punto di vista operativo, dovrebbe esser perseguita attraverso le seguenti, principali tappe:

- valutazione biofisica-economica dei SEF, mappatura dei relativi valori, e analisi dei trade off (correnti - Häyhä et al., 2015 - e potenziali - Lerouge et al., 2017 -);
- definizione condivisa di obiettivi di qualità per il paesaggio forestale fondati sul miglioramento dell'erogazione di specifici SEF;
- definizione di linee strategiche per l'attuazione degli obiettivi di qualità e individuazione di meccanismi di attuazione degli interventi per i SEF tramite sistemi di PSE (previsti anche dal citato Testo Unico Forestale, art. 7, comma 8 e 9), per garantire un'efficacia operativa degli indirizzi strategici alla scala locale.

Si tratta di fasi che necessitano di essere implementate a diverse scale: a scala regionale (PPR), per garantire la necessaria visione sistemica delle azioni di trasformazione e miglioramento locale dei SEF, e a scala locale (nei PRG in adeguamento al PPR), per condurre una valutazione approfondita dei SEF e assicurare la necessaria operatività degli interventi di trasformazione attivando meccanismi di PSE fondati su reti sito-specifiche di partenariato pubblico-privato[120].

Albert C., Geneletti D., Kopperoinen L. (2017). Application of ecosystem services in spatial planning, in Burkhard B., Maes J. (a cura di), Mapping Ecosystem Services, Pensoft Publishers, Sofia.

Bobbio L. (a cura di) (2004). A più voci. Amministrazioni pubbliche, imprese, associazioni e cittadini nei processi decisionali inclusivi, ESI, Roma.

Braat L.C., Degroot R. (2012). The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. Ecosystem Services, 1 (1), pp. 4-15.

Brunetta G., Voghera A. (2008). Evaluating landscape for shared values: Tools, principles, and methods. Landscape Research, 33(1), pp. 71–87.

Ciancio O., Corona P., Marinelli M., Pettenella D. (2007). Valutazione dei danni da incendi boschivi, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

De Montis A. (2014). Impacts of the European Landscape Convention on national planning systems: A comparative investigation of six case studies. Landscape and Urban Planning, 124, pp. 53–65.

De Montis A. (2016). Measuring the performance of planning: the conformance of Italian landscape practices with the European Landscape Convention. European Planning Studies, 24(9), pp. 1727-1745.

Gasparini P., Dicosmo L., Pompei E. (a cura di) (2013). Il contenuto di carbonio delle foreste italiane, in Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio INFC2005. Metodi e risultati dell'indagine integrativa, Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Corpo Forestale del lo Stato, Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura, Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale, Trento.

Häyhä T., Franzese P. (2014). Ecosystem Services Assessment: A Review Under An Ecological-Economic And Systems Perspective. Ecological Modelling (289), pp. 124-132.

Ingaramo R., Salizzoni E., Voghera A. (2017). La valutazione dei Servizi Ecosistemici Forestali per la pianificazione e il progetto del territorio e del paesaggio - Valuing Forest Ecosystem Services for Spatial and Landscape Planning and Design". Valori e Valutazioni (19), pp. 65-78.

della funzione ricreativo-turistica. Le foreste assolvono infatti ad una molteplicità di funzioni culturali: oltre alle funzioni ricreative, quelle ad esempio estetiche, simboliche, educative (Ritter e Daukstra, 2011).

[119] Interessante in questo senso l'esperienza condotta nell'ambito della revisione del Piano Paesaggistico della Regione Lombardia, dove il Piano ha incorporato la mappatura e valutazione (solo biofisica in questo caso) del SE di "Habitat Quality" anche ai fini di ridefinire i vincoli di elevata naturalità previsti (per approfondimenti, si veda Salata et al., 2016).

[120] La considerazione dei SE nei Piani locali di governo del territorio è una sfida corrente della pianificazione, che vede già alcune sperimentazioni (si veda ad esempio il progetto LIFE SAM4CP, Salata et al., 2017).

Lerouge F., Gulinck H., Vranken L. (2017). Valuing ecosystem services to explore scenarios for adaptive spatial planning. Ecological Indicators, (81), pp. 30-40.
Maes J., Egoh B., Willemen L., Liquetec., Vihervaara P., Schägner J.P., Grizzetti B., Drakoue.G., Lanotte A., Zulian G., Bouraoui F., Paracchinim. L., Braat L., Bidoglio G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. Ecosystem Services (1), pp. 31-39.
Magnaghi A. (a cura di) (2016). La pianificazione paesaggistica in Italia. Stato dell'arte e innovazioni, Firenze University Press, Firenze.
Marino C. (a cura di) (2017). I Pagamenti dei Servizi Ecosistemici in Italia. Dalla sperimentazione all'applicazione attraverso il progetto LIFE + MGN, CURSA pas(SAGGI), 8.
Masiero, M., Leonardi, A., Polato, R., Amato, G. (2017). Pagamenti per Servizi Ecosistemici. Guida tecnica per la definizione di meccanismi innovativi per la valorizzazione dei servizi idrici e la governance ambientale. Etifor Srl e Università di Padova.
Mavsar R., Varela E., Pettenella D., Vedel S.E., Jacobsen J.B. (2014). The Value of Carbon Sequestration, in Thorsen B.G., Mavsar R., Tyrväinen L., Prokofiev I., Stenger A. (a cura di), The Provision of Forest Ecosystem Sevices. Volume I: Quantifying and valuing non-marketed ecosystem services, European Forest Institute, Joensuu, Finland.
MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Assessment. Current State and Trends, Islandpress, Washington.
Merlo M., Croitoru L. (a cura di) (2005). Valuing Mediterranean Forests. Towards Total Economic Value, CABI Publishing, Wallingford.
Muradian R., Corbera E., Pascual U., Kosoy N., May P.H., (2010). Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. Ecological Economics (69), pp. 1202-1208.
Peano A. (2011). In favore di un unico piano paesaggistico e territoriale, in A. Peano (a cura di), Fare paesaggio. Dalla pianificazione di area vasta all'operatività locale, Alinea Editrice, Firenze.
Pearce D.W. (1993). Economic Values and the Natural World, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
Pearce D.W. (2001). The Economic Value of Forest Ecosystems, Ecosystem Health, 7(4), pp. 284-296.
Plieninger T., Bieling C., Fagerholm N., Byg A., Hartel T., Hurley P., Lopez-Santiago C.A., Nagabhatla N., Oteros-Rozas E., Raymond C.M., Van der Horst D., Huntsinge L. (2015). The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning, Current Opinion in Environmental Sustainability (14), pp. 28-33.
Salata S., Rochi S., Ghirardelli F. (2016). I servizi ecosistemici a supporto della pianificazione paesaggistica. Territorio (77), pp. 45-52.
Salata S., Strollo A., Barbieri C.A., Giaimo C., Assennato F., Abate Daga I., Munafò M., Alberico S. (2017). Modelli urbanistici per ridurre il consumo di suolo: il progetto LIFE SAN4CP. Reticula (15), pp. 10-17.
Schägner J.P., Brander L., Maes J., Hartje V. (2013). Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects, Ecosystem Services (4), pp. 33-46.
Turner R.K., Pearce D.W. (1996). Economia ambientale, Il Mulino, Bologna.
Voghera A. (2011). Dopo la Convenzione Europea del paesaggio. Politiche, piani e valutazione. Alinea Editrice, Firenze.
Voghera A., La Riccia L. (2016). La Convenzione Europea del Paesaggio alla prova dell'operatività locale. Sperimentalismi disciplinari e problemi aperti. Ri-Vista. Ricerche per la Progettazione del Paesaggio, 1, pp. 10-23.
Von Haaren C., Albert C., Galler C. (2016). Spatial and Landscape planning: A place for ecosystem services, in Potschin M., Haines-Young R., Fish R. Turner R.K. (a cura di), Routledge Handbook of Ecosystem Services, Routledge, London and New York, 2016, pp. 568-578.
Wunder S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper No. 42.

25. L'applicazione dei dati satellitari alla mappatura e valutazione dei servizi ecosistemici

Davide Longato, Denis Maragno, Francesco Musco, Elena Gissi – (Dipartimento di Progettazione e Pianificazione in Ambienti Complessi - Università IUAV di Venezia)

Introduzione

L'applicazione del concetto dei servizi ecosistemici contribuisce alla creazione di una maggiore consapevolezza sulle capacità degli ecosistemi naturali a contribuire al benessere del genere umano (Koschke et al 2013), nonché risulta utile alla comprensione di determinate dinamiche ambientali e di come queste si configurano in relazione alle dinamiche territoriali. Essi sono considerati i benefici multipli, intesi come beni e servizi, che gli ecosistemi forniscono al genere umano (MA, 2005) e si distinguono in quattro categorie: i servizi di approvvigionamento (o fornitura), che sono i prodotti forniti dagli ecosistemi (es. cibo, acqua, legno, fibre, ecc.); i servizi di regolazione, che sono i benefici ottenuti dalla regolazione dei processi ecosistemici (es. regolazione del clima, regolazione del ciclo e della qualità delle acque, controllo dei parassiti e delle malattie, ecc.); i servizi culturali, che sono i benefici non materiali che le persone ottengono dagli ecosistemi (es. valori estetici, ricreativi, spirituali, intellettuali, ecc.); i servizi di supporto, che sono i servizi necessari per la produzione di tutti gli altri (es. ciclo dei nutrienti, produttività primaria, formazione del suolo, ecc.). Grazie alla peculiarità spaziale

dei servizi ecosistemici, la mappatura della loro distribuzione territoriale e della loro evoluzione nel corso del tempo è in grado di raccogliere e aggregare informazioni complesse (Burkhard et al., 2012) che possono essere utilizzate dai responsabili dei processi decisionali (*decision-makers*) come strumento per la valutazione della sostenibilità del territorio (Swetnam et al., 2010). La mappatura dei servizi ecosistemici può inoltre supportare i responsabili dei processi decisionali (es. autorità locali e regionali per la pianificazione) e i portatori di interesse (*stakeholders*) nello sviluppo di strategie di uso del suolo sostenibili (de Groot et al., 2010; MA, 2005; Swetnam et al., 2011; TEEB, 2010; Koschke et al., 2013). Il tema della mappatura di questi servizi si scontra spesso con metodi non univocamente ed esplicitamente definiti, in quanto fortemente dipendenti dalla tipologia e dalla disponibilità di dati che non sempre risulta omogenea per tutte le aree. Una soluzione a questo problema è rappresentata dal telerilevamento (*remote sensing*), con particolare riferimento a quello satellitare, il quale ha la capacità di fornire consistenti serie di dati in tempo (quasi) reale, continue e spazialmente omogenee. I dati telerilevati risultano molto utili per il monitoraggio dei servizi ecosistemici, in quanto offrono informazioni maggiormente accurate ed aggiornate rispetto ai dati di uso e copertura del suolo (Ayanu et al., 2012) e permettono di stimare direttamente alcune caratteristiche funzionali degli ecosistemi (Pettorelli et al., 2005; Paruelo et al., 2016). Questi dati, infatti, sono in grado di fornire una serie di stime quantitative, spazialmente esplicite e, in alcuni casi, su base fisica di diversi parametri biofisici attualmente spazializzati su mappe di uso e copertura del suolo per la valutazione dei servizi ecosistemici (Andrew et al., 2014). In particolare, gli indici di vegetazione[121] possono essere utilizzati come indicatori della produttività durante la stagione di crescita della vegetazione (De Araujo Barbosa et al., 2015), essendo in grado di definire le variazioni fenologiche e il potenziale fotosintetico delle colture e permettendo di identificare il loro ciclo e processo di crescita (Muukkonen and Heiskanen, 2005; Brown and de Beurs, 2008; Wall et al., 2008; Wardlow and Egbert, 2008; Prabakaran et al., 2013; De Araujo Barbosa et al., 2015). Gli indici di vegetazione, quindi, non solo identificano la distribuzione spaziale della vegetazione, ma fungono da *proxy* per la mappatura e la valutazione quantitativa della biomassa (vegetale) fornita dagli ecosistemi (De Araujo Barbosa et al., 2015) e di diversi servizi ecosistemici ad essa associati. Come riportato in letteratura, questi servizi – ed i relativi processi biofisici che li generano – sono: regolazione del clima, che avviene attraverso il processo di sequestro e stoccaggio del carbonio (De Araujo Barbosa et al., 2015; Feng et al., 2010; Atzberger, 2013; Rembold et al., 2013; Pettorelli et al., 2014; Zurlini et al., 2014; Egoh et al., 2007); regolazione dell'erosione del suolo, che avviene grazie alla copertura vegetale del suolo (De Araujo Barbosa et al., 2015; Andrew et al., 2014; Ayanu et al., 2012; Kandziora et al., 2013), la quale favorisce la riduzione dell'erosione idrica ed eolica; regolazione dei rischi e delle calamità naturali, che avviene attraverso il processo di stabilizzazione delle masse favorito dalla copertura vegetale del suolo (De Araujo Barbosa et al., 2015); regolazione del ciclo e della qualità delle acque, che avviene grazie alle proprietà strutturali e funzionali della vegetazione (Zurlini et al., 2014), la quale alimenta questo ciclo, al contempo filtrando e depurando l'acqua; mantenimento della fertilità del suolo, che avviene sempre grazie alle proprietà strutturali e funzionali della vegetazione (Ayanu et al., 2012; Zurlini et al., 2014), la quale stabilisce un rapporto di reciprocità con il suolo, alimentando il ciclo dei nutrienti; produzione primaria netta, che avviene tramite il processo di cattura dell'energia solare attraverso la clorofilla presente all'interno della vegetazione (Zurlini et al., 2014).
Una metodologia di mappatura e valutazione dei servizi ecosistemici a partire da dati satellitari, messi in relazione con mappe di uso e copertura del suolo, viene di seguito presentata in un caso studio. La metodologia è applicata su diverse mappe di uso e copertura del suolo, ognuna con un dettaglio di classificazione differente, e permette di mappare, valutare e confrontare la capacità dei differenti usi e coperture del suolo a fornire questi servizi.

Caso studio: materiali e metodologia per la mappatura dei servizi ecosistemici

L'area di studio corrisponde alla provincia di Rovigo, per la quale è stata acquisita una serie multi-temporale composta da otto immagini satellitari Landsat 8, relativa all'anno 2016. Le immagini sono

[121] Gli indici di vegetazione sono un'efficace fonte di informazioni per il monitoraggio della copertura vegetale. Questi indici si basano su combinazioni di misure di riflettanza in due o più canali spettrali, principalmente nell'intervallo spettrale del rosso e dell'infrarosso vicino (dal momento che la vegetazione ha un'interazione particolare con queste due bande spettrali), e sono altamente correlati con parametri associati allo stato di salute delle piante ed a variabili della copertura vegetale. Il contrasto tra il rosso e l'infrarosso vicino permette di distinguere nettamente la vegetazione da altri elementi presenti ed è alla base di una grande varietà di indici quantitativi per misurare la condizione di vegetazione da dati telerilevati. I valori di qualsiasi indice di vegetazione varia da -1 a +1, dove a maggiori valori positivi corrispondono aree con maggiore presenza di vegetazione.

state acquisite in otto differenti date in modo da comprendere all'interno della serie temporale tutte le stagioni e, di conseguenza, tutte le fasi del ciclo vegetativo[122]. Per ognuna di esse è stato calcolato l'indice di vegetazione SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*)[123] tramite rapporto tra bande spettrali[124], nella cui immagine derivata ad ogni pixel corrisponde un valore dell'indice. Successivamente è stato ricavato in una nuova immagine il valore medio annuale del SAVI. Da questa immagine, all'interno della quale a valori maggiori dell'indice corrisponde una maggiore presenza di biomassa (vegetale) nell'arco dell'anno, è stato possibile quindi ricavare la distribuzione spaziale e quantitativa dei servizi ecosistemici ad essa associati, mappati utilizzando l'indice di vegetazione come *proxy*.
Per comprendere come questi servizi si configurano in relazione alle dinamiche territoriali e umane, la mappa del SAVI medio annuale è stata messa in relazione con tre differenti mappe di uso e copertura del suolo: *Corine Land Cover* del 2012 al IV Livello (fonte: ISPRA); Banca dati della copertura del suolo del Veneto del 2012 al V Livello (fonte: Regione Veneto); Uso del suolo derivante dal Sistema di identificazione delle parcelle agricole (*Land Parcel Information System – LPIS*) su base catastale, aggiornato all'anno 2016 (fonte: Agenzia Veneta per i Pagamenti in Agricoltura – AVEPA). Il metodo utilizzato si basa sulla sovrapposizione della mappa del SAVI medio annuale (Figura 252) su ognuna di queste mappe di uso e copertura del suolo e su un calcolo statistico che attribuisce ad ogni oggetto della mappa di uso e copertura del suolo il corrispondente valore medio dell'indice di tutti i pixel che si trovano all'interno del perimetro dell'oggetto stesso. In questo modo è possibile conoscere la capacità di ogni oggetto, e di conseguenza delle differenti classi di uso e/o copertura del suolo, a fornire i servizi ecosistemici.

[122] La multi-temporalità risulta particolarmente utile per mappare la vegetazione stagionale (che si trova soprattutto nelle coltivazioni agricole) che altrimenti, con l'utilizzo di una singola immagine, rischia di non essere identificata qualora il periodo di acquisizione del dato non riguardasse la stagione di crescita colturale.
[123] L'indice SAVI, a differenza di altri indici – il più diffuso dei quali è l'indice NDVI (*Normal Adjusted Vegetation Index*) –, include un fattore di correzione per ridurre gli effetti del *background* del suolo (Huete, 1988), presente soprattutto in aree con minori densità di vegetazione (es. aree agricole).
[124] Il rapporto tra bande per calcolare l'indice SAVI è dato dalla formula: (1 + L) * (banda NIR – banda RED) / (banda NIR + banda RED + L), dove L è il fattore di correzione, solitamente impostato con il valore di 0,5.

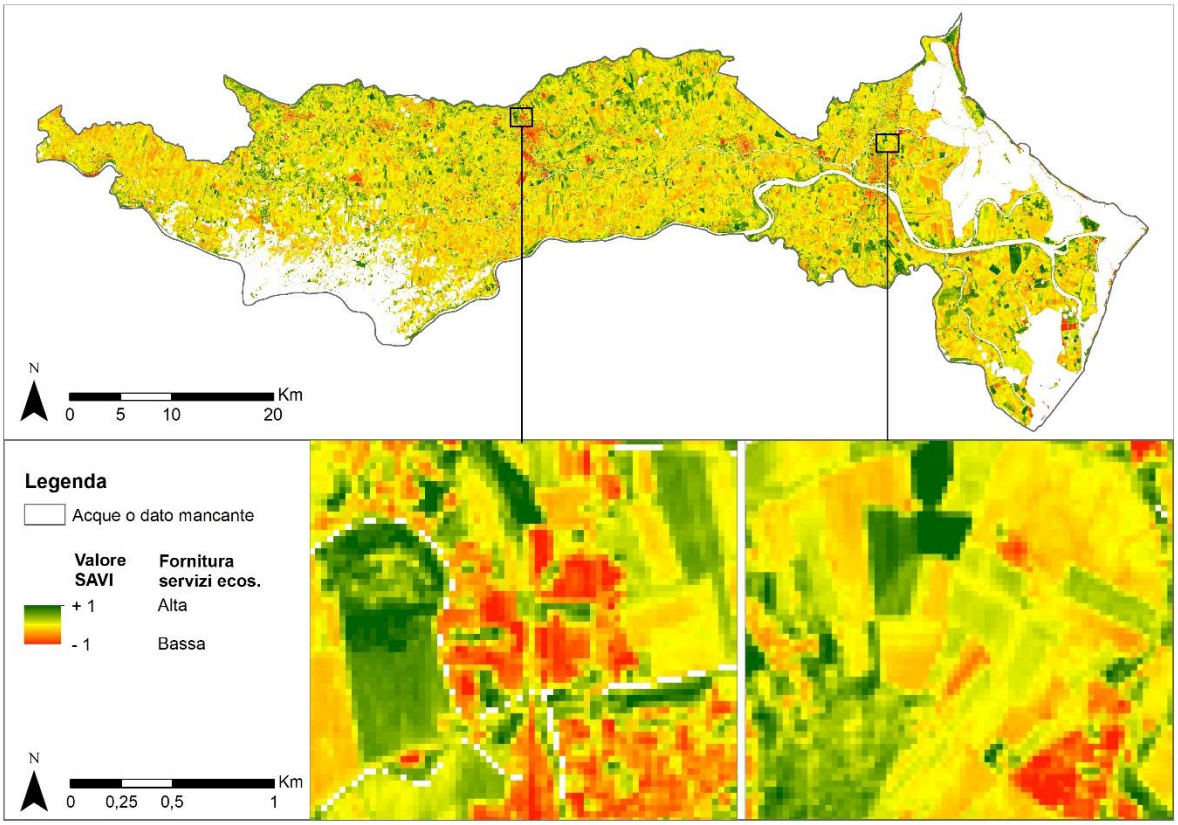


Figura 252 - Mappa dell'indice SAVI medio annuale (anno 2016). Vista della Provincia di Rovigo e finestre di dettaglio.

Risultati

Tre mappe relative alla capacità di fornitura di questi servizi sono state elaborate applicando il metodo appena descritto. La prima mappa fa riferimento alla classificazione della copertura del suolo *Corine Land Cover* al IV livello dell'anno 2012 (Figura 253). La mappa, con un dettaglio di classificazione minore rispetto alle altre, permette di conoscere e valutare la differente capacità di fornitura dei servizi ecosistemici principalmente tra i diversi ecosistemi artificiali, agricoli e naturali o semi-naturali.

La seconda mappa fa riferimento alla classificazione della copertura del suolo della Regione Veneto dell'anno 2012, con nomenclatura derivata dalla classificazione *Corine Land Cover* fino al V Livello (Figura 3). La mappa, con un dettaglio di classificazione maggiore rispetto alla precedente, permette di conoscere e valutare la differente capacità di fornitura dei servizi ecosistemici, non solo tra i diversi ecosistemi artificiali, agricoli e naturali o semi-naturali, ma anche tra le varie tipologie e forme di copertura del suolo che caratterizzano questi ecosistemi.

Infine, la terza mappa fa riferimento alla classificazione dell'uso del suolo derivante dal Sistema di identificazione delle parcelle agricole (*Land Parcel Information System – LPIS*) aggiornato all'anno 2016 (Figura 255). La mappa, che presenta un dettaglio di classificazione maggiore rispetto alle altre, permette di conoscere e valutare la differente capacità di fornitura dei servizi ecosistemici dei singoli appezzamenti e parcelle agricole e relativo uso del suolo, fornendo un livello di dettaglio che in alcuni casi riesce a spingersi sino alla singola tipologia di coltura o singolo lotto edificato.

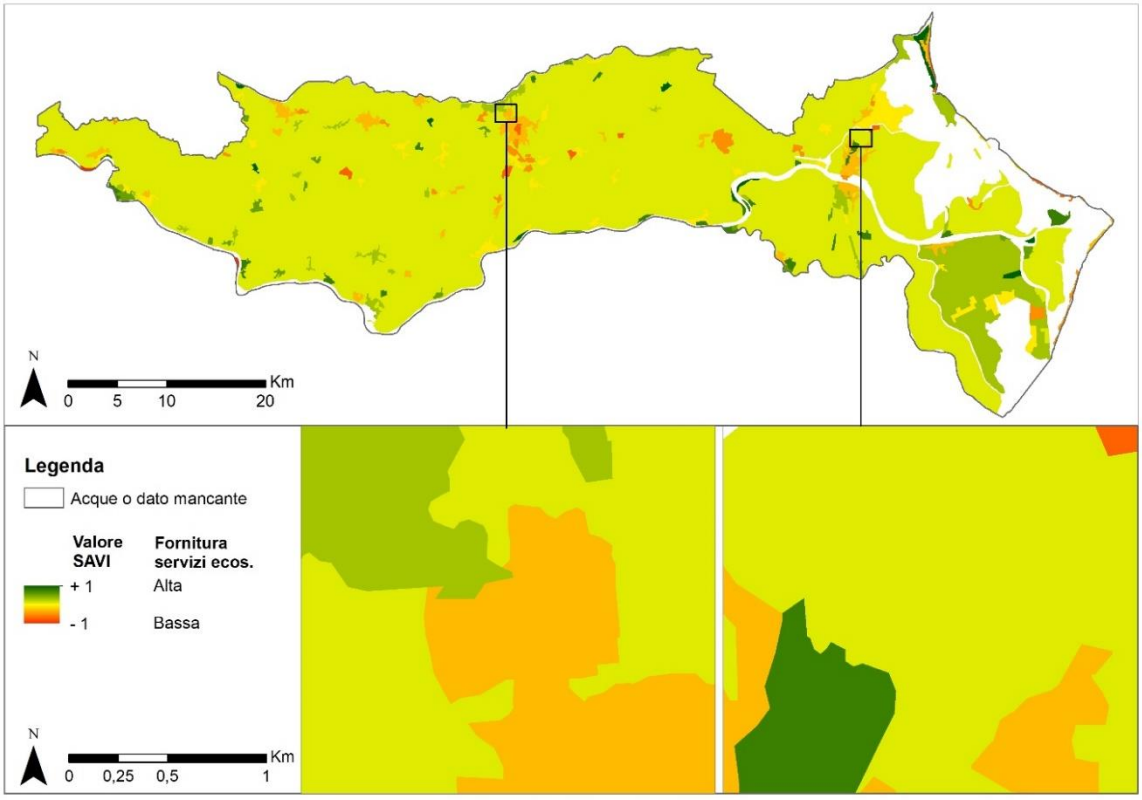


Figura 253 - Mappa della capacità di fornitura dei servizi ecosistemici delle classi di uso e copertura del suolo relative alla classificazione della *Corine Land Cover* al IV livello del 2012. Vista della Provincia di Rovigo e finestre di dettaglio.

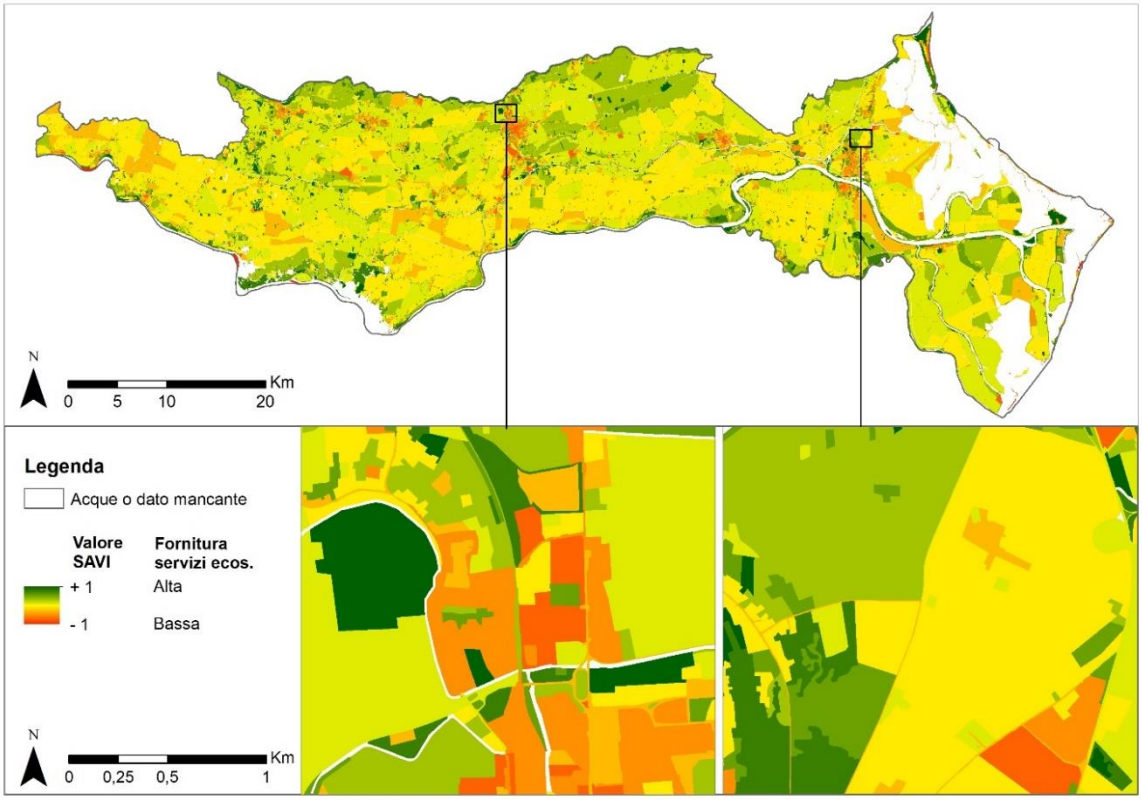


Figura 254 - Mappa della capacità di fornitura dei servizi ecosistemici delle classi di uso e copertura del suolo relative alla copertura del suolo della Regione Veneto del 2012. Vista della Provincia di Rovigo e finestre di dettaglio.

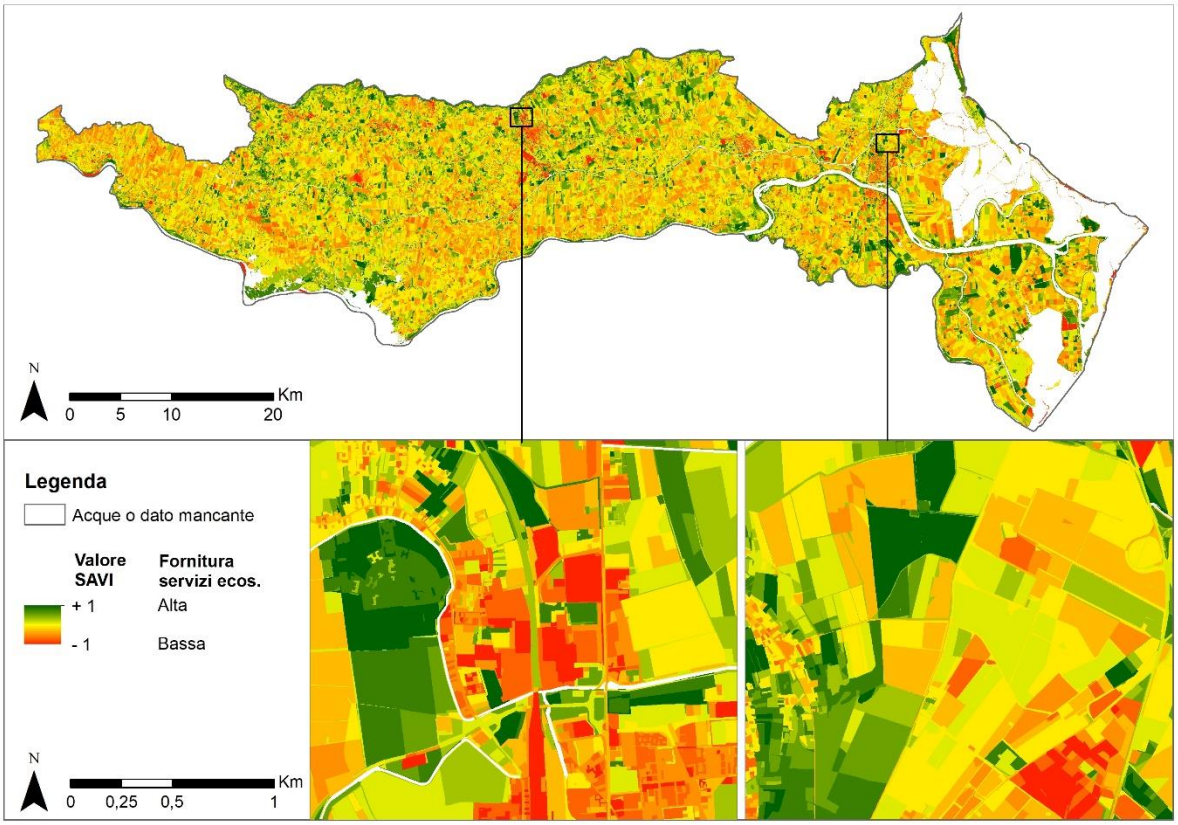


Figura 255 - Mappa della capacità di fornitura dei servizi ecosistemici delle classi di uso e copertura del suolo relative all'uso del suolo derivante dal Sistema di identificazione delle parcelle agricole (*Land Parcel Information System – LPIS*) del 2016. Vista della Provincia di Rovigo e finestre di dettaglio.

Discussione e conclusioni

Sono diversi gli studi che si sono occupati di mappatura dei servizi ecosistemici, la maggior parte dei quali utilizzano sole mappe di uso e copertura del suolo. Alcuni, per esempio, attribuiscono un valore alle varie classi in base alla loro capacità intrinseca di fornire determinati servizi (Burkhad et al., 2012; Haas and Ban, 2016 e altri). All'interno del panorama nazionale, ISPRA fornisce diversi dati che si prestano ad una valutazione della capacità del territorio a fornire servizi ecosistemici; questi dati riguardano, ad esempio, la copertura del suolo o il grado di impermeabilizzazione del suolo.

Questo studio si prefigge di integrare i metodi di mappatura attualmente esistenti, dimostrando l'importanza dei dati satellitari multi-temporali per la mappatura della distribuzione spaziale e quantitativa dei servizi ecosistemici associati alla fornitura di biomassa (vegetale), attraverso gli indici di vegetazione. La metodologia adottata, avvalendosi di una serie multi-temporale di immagini che considerano l'intero ciclo fenologico della vegetazione, permette non solo una classificazione maggiormente accurata (Prishchepov et al., 2012), ma anche una migliore identificazione delle caratteristiche funzionali degli ecosistemi in considerazione della struttura e della densità della vegetazione nello spazio e nel tempo. Questo dimostra che la dimensione temporale è un fattore fondamentale nell'uso di indicatori per l'identificazione degli attributi funzionali degli ecosistemi, che altrimenti non verrebbero tenuti in considerazione se la mappatura avvenisse solamente a partire da dati statici, come quelli riguardanti l'uso e la copertura del suolo.

Inoltre, la metodologia presentata può essere facilmente replicata in altri casi studio (fermo restando la disponibilità di dati spaziali di uso e copertura del suolo) grazie alle caratteristiche intrinseche dei dati satellitari: ampia copertura spaziale, disponibilità in tempo (quasi) reale, continuità temporale e accesso gratuito.

Andrew M.E., Wulder M.A., Nelson T.A. (2014). Potential contributions of remote sensing to ecosystem service assessments. Progress in Physical Geography (2014) 38: 328.

Atzberger C. (2013). Advances in Remote Sensing of Agriculture: Context Description, Existing Operational Monitoring Systems and Major Information Needs. Remote Sens. 2013, 5, 949-981.

Ayanu Y.Z., Conrad C., Nauss T., Wegmann M., Koellner T. (2012). Quantifying and Mapping Ecosystem Services Supplies and Demands: A Review of Remote Sensing Applications. Environmental Science & Technology.
Brown M.E., de Beurs K.M. (2008). Evaluation of multi-sensor semi-arid crop season parameters based on NDVI and rainfall. Remote Sens. Environ. 112, 2261–2271.
Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Müller F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators 21, 17–29.
de Araujo Barbosa C.C., Atkinson P.M., Dearing J.A. (2015). Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. Ecological Indicators 52 (2015) 430–443.
de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecol. Complex. 7, 260–272.
Egoh B., Rouget M., Reyers B., Knight A.T., Cowling R.M., van Jaarsveld A.S., Welze A. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. Ecological Economics 63 (2007) 714–721.
Feng X., Fu B., Yang X., Lu Y. (2010). Remote Sensing of Ecosystem Services: An Opportunity for Spatially Explicit Assessment. Chin. Geogra. Sci. 2010 20(6) 522–535.
Haas J., Ban Y. (2016). Mapping and Monitoring Urban Ecosystem Services Using Multitemporal High-Resolution Satellite Data. IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing.
Huete A.R. (1988). A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). Remote Sensing of Environment 25:295-309 (1988).
Kandziora M., Burkhard B., Müller F. (2013). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. Ecological Indicators 28 (2013) 54–78.
Koschke L., Fürstb C., Lorenza M., Witta A., Franka S., Makeschina F. (2013). The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale. Ecological Indicators 32 (2013) 157– 171.
MA, 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. A Report of the Millenium Ecosystem Assessement. Island Press, Washington 155.
Muukkonen P., Heiskanen J. (2005). Estimating biomass for boreal forests using ASTER satellite data combined with standwise forest inventory data. Remote Sens. Environ. 99, 434–447.
Paruelo J.M., Texeira M., Staiano L., Mastrángelo M., Amdan L., Gallego F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. Ecological Indicators 71 (2016) 145–154.
Pettorelli N., Vik J.O., Mysterud A., Gaillard J.M., Tucker C.J., Stenseth N.C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. Trends Ecol. Evol. 20 (9), 503–510.
Pettorelli N., Laurance W.F., O'Brien T.G., Wegmann M., Nagendra H., Turner W. (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. Journal of Applied Ecology 2014, 51, 839–848.
Prabakaran C., Singh C.P., Panigrahy S., Parihar J.S. (2013). Retrieval of forest phenological parameters from remote sensing-based NDVI time-series data. Curr. Sci. 105, 795–802.
Prishchepov A.V., Radeloff V.C., Dubinin M., Alcantara C. (2012). The effect of Landsat ETM/ETM+ image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe. Remote Sensing of Environment 126 (2012) 195–209.
Rembold F., Atzberger C., Savin I., Rojas O. (2013). Using Low Resolution Satellite Imagery for Yield Prediction and Yield Anomaly Detection. Remote Sens. 2013, 5, 1704-1733.
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 (3), 563–574, 2011.
TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB, p. 39.
Wall L., Larocque D., Leger P.-M. (2008). The early explanatory power of NDVI in crop yield modelling. Int. J. Remote Sens. 29, 2211–2225.
Wardlow B.D., Egbert S.L. (2008). Large-area crop mapping using time-series MODIS 250 m NDVI data: an assessment for the US Central Great Plains. Remote Sens. Environ. 112, 1096–1116.
Zurlini G., Pietrosillo I., Aretano R., Castorini I., D'Arpa S., De Marco A., Pasimeni M.R., Semeraro T., Zaccarelli N. (2014). Key fundamental aspects for mapping and assessing ecosystem services: Predictability of ecosystem service providers at scales from local to global. Ann. Bot. (Roma), 2014, 4: 53–63.

26. Applicazione di metodologie di valutazione dei servizi ecosistemici del suolo nella Pianificazione urbanistica. Esperienze in Piemonte

Giorgio Roberto Pelassa, Regione Piemonte. Alessandra Penna, Arpa Piemonte,

Premessa

Il tema del consumo di suolo è indissolubilmente legato ai Servizi Ecosistemici (SE); il suolo infatti rappresenta il substrato fisico sul quale si sviluppano gli ecosistemi e di conseguenza i "servizi" da loro offerti.

Sin dalle prime esperienze di monitoraggio del consumo di suolo si sono presentate due distinte problematiche, la prima relativa a come misurare questa grandezza, con quali strumenti e con quale precisione, la seconda relativa a cosa significa la perdita di suolo in termini di servizi da esso forniti ovvero di SE.

Oggi la definizione di cosa e quali siano i SE appare ormai ben delineata ma anche in questo caso si pone il problema di come misurarli e come valutarli, sia dal punto di vista del valore ambientale intrinseco sia dal punto di vista economico.
La valutazione "ambientale" è funzionale a quantificare l'impatto di una sottrazione di risorse e potenzialmente può rappresentare un ottimo punto di partenza per valutare come costruire gli interventi di mitigazione e compensazione.
La valutazione economica invece può rappresentare un'efficace strumento per la costruzione dei Pagamenti per Servizi Ecosistemici (PES) e quindi per quantificare in chiave economica il valore dei servizi prodotti dagli ecosistemi a favore della collettività.
Esistono ormai diverse sperimentazioni di metodologie che cercano di valutare compiutamente queste grandezze. Tuttavia tali metodologie si scontrano con la costante carenza di dati diffusi su aree significative ai fini della pianificazione territoriale, dati che oltre a necessitare del requisito di una copertura territoriale significativa devono presentare un adeguato grado di precisione ed accuratezza.
La disponibilità di tecnologie informatiche (GIS), abbinate alla grande quantità di dati che però non sempre possiedono i requisiti di qualità necessari, può esporre al rischio di produrre cartografie e valutazioni ecosistemiche non accurate e che possono orientare le scelte di pianificazione in maniera non coerente con gli obiettivi della tutela e valorizzazione dell'ambiente e del capitale naturale

Valutazione Ambientale Strategica e servizi ecosistemici

La valutazione dei SE forniti dal suolo sta assumendo un'importanza sempre maggiore nell'ambito delle Procedure di VAS di piani regolatori, loro varianti e strumenti attuativi, in quanto nella maggior parte dei casi l'impatto preponderante della pianificazione urbanistica è proprio relativo alla risorsa suolo.
Nelle valutazioni ambientali gli effetti/impatti conseguenti alla compromissione della risorsa suolo sono stati affrontati spesso in maniera settoriale e non con una visione complessiva/sistemica, per cui l'approccio alla valutazione dei SE è certamente auspicabile.
Rispetto alla questione del consumo di suolo occorre premettere e descrivere una serie di aspetti critici nell'applicazione delle valutazioni dei SE applicate alla pianificazione urbanistica, che prescindono dalla valutazione dei SE, se pur poi vi si legano strettamente.
Tali aspetti sono legati all'oggetto della valutazione, le varianti, alla difficoltà di ripensare scelte urbanistiche passate e alla corretta/completa valutazione degli impatti.
Oggetto della VAS sono spesso strumenti che intervengono solo su una parte del territorio, le cui valutazioni sono limitate ai contesti territorialivariati: tale prassi pregiudica l'efficacia della valutazione ecosistemica che invece non può prescindere, dati i legami e le connessioni delle grandezze ambientali analizzate, dalla considerazione di ambiti ben più estesi, che sono completamente indipendenti e svincolati da limiti amministrativi, d'intervento, di proprietà, etc.
Nel panorama attuale la maggior parte delle Varianti e dei nuovi Piani attua o conferma precedenti decisioni, incluse quelle che comportano un incremento di consumo di suolo, spesso con revisione del vigente (conferma e/o eliminazione delle previsioni di nuovi insediamenti) e introduzione di nuove previsioni su suolo libero.
In estrema sintesi, il nuovo Piano (o la sua Variante) comporta solitamente un nuovo ed ulteriore consumo di suolo, seppure in misura inferiore rispetto a quanto previsto dal Piano vigente.
Nonostante il consumo di suolo ed i relativi impatti non si riducano, in molte relazioni si afferma che non sono necessari interventi compensativi in quanto l'impatto della Variante è inferiore a quello dello strumento urbanistico vigente.
Questa assunzione appare molto pericolosa anche alla luce del fatto che la maggior parte dei piani regolatori soggetti a variante sono vigenti da prima dell'introduzione della normativa VAS e pertanto non sono mai stati sottoposti ad alcuna valutazione ambientale. Per questo motivo contengono previsioni di gran lunga sovradimensionate rispetto alle reali esigenze di sviluppo territoriale e l'applicazione della procedura di VAS a tali piani "variati" o "revisionati" non porta ad una significativa salvaguardia della risorsa.
Nella valutazione ambientale degli impatti/effetti degli strumenti urbanistici in Variante, spesso si effettua una comparazione tra il cosiddetto stato di diritto, ossia il PRGC vigente, e la Variante, ossia si confrontano gli impatti conseguenti alla piena attuazione delle due versioni del piano.

In questi casi non viene considerato, come base per il confronto, lo stato di fatto ambientale e cioè il risultato delle sole previsioni attuate: perciò, con questi presupposti, qualsiasi variante, che comporti una complessiva riduzione delle previsioni, non necessiterebbe di compensazioni perché migliorativa.
Si ritiene utile sottolineare in questa sede che la mera riduzione "virtuale" delle previsioni di compromissione della risorsa suolo, pur rappresentando un certo miglioramento rispetto all'ipotesi di piena attuazione del piano vigente, non può essere ritenuta una compensazione per interventi che consumano suolo nella realtà e che devono essere sempre compensati.
Peraltro nella VAS ci si occupa anche della valutazione degli effetti/impatti cumulativi di una Variante, ed è quindi necessario partire dallo Stato di Fatto e non dallo Stato di Diritto.
L'entità delle previsioni vigenti di molti Piani Regolatori Comunali, non ancora attuate, (sulle quali esistono quindi i cosiddetti "diritti edificatori") è di grande rilevanza quantitativa.
L'esigenza di evitare e limitare il consumo di nuovo suolo si scontra con la difficoltà di richiedere un ripensamento/rinuncia delle previsioni vigenti del Piano in occasione di una variante allo strumento urbanistico.
Tale difficoltà deriva dal problema dei "diritti edificatori acquisiti", aspetto fortemente dibattuto anche in sede di diritto; il permanere di questi "diritti" impedisce una compiuta revisione dei piani alla luce delle reali esigenze di sviluppo. La revisione/riduzione delle previsioni vigenti non è più nelle mani del pianificatore ma è demandata alla volontà dei singoli proprietari.
Questa difficoltà si pone con maggiore evidenza proprio nei casi in cui una variante propone una riduzione delle previsioni vigenti riducendo anche i potenziali impatti; tale situazione evidenzia anche come l'utilità della valutazione ecosistemica sia così fortemente compromessa: non verranno infatti risparmiati dall'edificazione i suoli di maggior pregio (individuati tramite l'analisi ecosistemica) ma solo quelli ove, per il singolo proprietario rinuncia al diritto edificatorio. In questi casi la valutazione ecosistemica viene ridotta ad una semplice e passiva contabilità di quanto viene "risparmiato" per iniziative e volontà completamente slegate da qualunque considerazione di contesto ambientale e in sede di valutazione ambientale, l'unica opzione perseguibile pare essere la richiesta di ridurre gli impatti, di limitare la superficie impattata, di introdurre misure mitigative e compensative per la perdita della risorsa suolo.
In assenza di una norma che tuteli il suolo non ancora compromesso è difficile rivedere le previsioni di piano, seppur non attuate, evitando il consumo del suolo: la funzione pro-attiva della VAS in queste condizioni viene a mancare e la valutazione ambientale non può che essere reattiva o giustificativa delle scelte. Nel complesso, senza un criterio limitativo, si finirà per dover accettare, seppure non sostenibili, scelte che compromettono considerevoli quantità di suoli: al momento si può solo cercare di indirizzare le scelte verso suoli con valori ambientali bassi e chiedere in sede di approvazione (ipotetiche) compensazioni o poco di più.
In relazione agli obiettivi posti dall'Unione Europea al 2050, è evidente il rischio di consumare a breve più di quanto ancora permesso; è opportuno quindi specificare in modo chiaro i termini in cui si pone il problema del consumo di suolo nella procedura di VAS.
La valutazione dei SE del suolo nell'ambito della VAS, fornendo stime in termini biofisici ed economici delle perdite di suolo conseguenti alle urbanizzazioni/edificazioni, rende comunque maggiormente consapevoli i decisori dei valori in campo e permette di guidare le scelte di piano verso una maggiore tutela della risorsa suolo. Al contempo, in sede di valutazione, questo strumento può supportare la determinazione e il dimensionamento degli interventi compensativi.

L'esperienza in Piemonte

Le prime esperienze di applicazione delle metodologie al momento disponibili per la valutazione a scala locale hanno evidenziato diverse criticità che dovranno essere superate per evitare il rischio di una distorsione dello strumento, di cui si è già detto in premessa.
Occorre prima di tutto evidenziare che le metodologie finora messe a punto/esaminate si occupano della valutazione di un ristretto numero di Servizi Ecosistemici, sicuramente rappresentativi delle principali funzioni ma ovviamente parziali.
La complessità delle metodologie impone cautela nell'utilizzo e nell'interpretazione dei risultati, sia da parte dei professionisti e sia da parte delle amministrazioni proponenti e valutanti.
Analizzando i SE, dunque, si deve essere consapevoli dell'alto margine di errore, talvolta per la carenza/accuratezza di dati di partenza, ma anche per le semplificazioni che si operano nell'affrontare

un tema estremamente complesso per le interdipendenze e correlazioni non ancora perfettamente conosciute che implica.
Nelle Valutazioni ambientali degli strumenti urbanistici, l'applicazione delle metodologie che si occupano di SE del suolo può avere dunque le seguenti finalità:

- definire il cluster dei SE di regolazione, individuando i rapporti con gli altri SE, e quali siano i SE da migliorare e/o da preservare,
- orientare le scelte di pianificazione urbanistica, individuando il valore ecosistemico dei suoli al fine di identificare le soluzioni a minore impatto, sempre dando priorità ai suoli già consumati da riutilizzare,
- definire quali siano le misure di compensazione necessarie a fronte di un consumo di risorsa e quantificarle basandosi anche sul valore economico che viene attribuito ai SE persi.

Le valutazioni dei SE dovrebbero essere utilizzate per evidenziare le criticità e le opportunità di un territorio e non come valori apodittici, a maggior ragione se di tratta di valori che originano da processi non chiari e ripercorribili, o che utilizzano soglie di criticità e indici che non sono in grado di descrivere compiutamente la realtà dei fenomeni. Il rischio è infatti che si utilizzi una complessa valutazione ecosistemica per giustificare scelte di pianificazione non sostenibili, che comportano la compromissione di nuovo suolo, addirittura senza interventi compensativi.
Nell'applicazione rivolta alla pianificazione comunale, la complessità dei temi ambientali affrontati e la difficoltà di rendere comprensibili i valori in campo, ha portato spesso ad un'eccessiva semplificazione, con valutazioni complessive dei SE tramite indici sintetici.
Questa operazione, che ha il vantaggio di portare all'attribuzione di un valore ecosistemico complessivo alle aree interessate dalle trasformazioni urbanistiche in modo da rendere immediato il confronto tra diverse aree o tra diversi scenari, comporta tuttavia la perdita di informazioni e di criteri su cui basare/definire le scelte di pianificazione.
L'analisi dei singoli SE, rispetto ad una valutazione complessiva rappresentata da un unico valore numerico, permette di evidenziare quali siano gli aspetti ambientali maggiormente critici ed orientare le scelte di pianificazione, non solo mirate ad interventi che comportano il minor danno ambientale possibile ma anche ad interventi di risoluzione/riduzione delle criticità ambientali, operando un potenziamento dei SE necessari a rendere maggiormente resiliente un territorio: a tal fine è importante mantenere i SE separati, esplicitando sempre l'effetto che una trasformazione ha sul singolo valore.
Una rappresentazione sintetica dei SE, che permetta un confronto di tutti i valori in campo contemporaneamente, può essere ottenuta comunque non sommandoli, ma utilizzando ad esempio un diagramma a ragnatela (Calzolari et al., 2016).
Oltre alla perdita di informazione un altro elemento da tenere in conto è che, sommando i singoli SE senza aver definito le loro interdipendenze e interrelazioni, che spesso non sono lineari, si rischia di effettuare ulteriori sovrastime o sottostime (Fan et al., 2018).
Nei casi esaminati, le metodologie di valutazione dei SE hanno spesso supportato la decisione di non adozione di misure compensative a fronte di un consumo della risorsa suolo.
Nello specifico, a seguito di un consumo di suolo, ad esempio, in aree di frangia urbana, adottando misure mitigative quali la realizzazione di viali alberati piuttosto che piccole aree verdi, si è ritenuto che non fossero necessarie compensazioni perché è stato associato un miglioramento ambientale in termini di aumento (complessivo) del valore dei SE.
In ambito VAS queste affermazioni non sono nuove: derivano infatti da una prassi valutativa che in Piemonte ha preso a prestito, adattandole in modo, riteniamo, assai discutibile, metodologie di valutazione degli ecosistemi predisposte nell'ambito dell'Ecologia del Paesaggio.
Si era già cercato infatti di introdurre un'"analisi ecosistemica" utilizzando l'indice di Biopotenzialità territoriale (Ingegnoli,1993) che aveva stimato dei valori attribuibili ai diversi elementi paesistici.
L'utilizzo di questo solo indicatore concepito per essere applicato su scala vasta (e cioè di poco dettaglio) e perciò bisognoso di un adattamento alla scala in cui opera un Piano regolatore, aveva portato ad analoghe conclusioni, ossia che operando delle trasformazioni urbanistiche, accompagnate da azioni definite compensative ma che in realtà erano soltanto mitigative, si ottenesse un miglioramento delle condizioni ambientali complessive.
La trasformazione urbanistica proposta spesso interessava un'area marginale o interclusa, il cui suolo non era stato artificializzato ma la copertura vegetale era rappresentata da specie erbacee sinatropiche/ruderali talora infestanti, insomma di scarso valore ecosistemico.

Con l'intervento, su una parte dell'area non interessata dall'edificato, si prevedeva l'insediamento di vegetazione arboreo-arbustiva climacica e quindi la costituzione di un "neoecosistema", paragonato come complessità ad un bosco.
Il problema è che il "neoecosistema" non aveva le caratteristiche di un bosco, già solo per le sue dimensioni, spesso poche centinaia di metri quadrati, per il disturbo che l'urbanizzato comportava sull'area "naturale" e perché non si poteva ricostruire in tempi brevi la complessità di un bosco piantando alcuni alberi.
I valori attribuiti alle aree, presi a prestito da tabelle precostituite, portava a "dimostrare un miglioramento".
Il valore della BTC, espresso in Mcal/annuo al metro quadro, presentava inoltre difficoltà nella verifica della reale entità di tale parametro in campo.
Una grande cautela va utilizzata quindi anche nella associazione dei valori ecosistemici alle destinazioni d'uso del suolo previste dalla variante. Non si può condividere, infatti, che la semplice piantumazione di alberi/arbusti autoctoni sia assimilata alla creazione di un habitat di pregio, utilizzando tale incremento di valore per scambiarlo con la perdita di suolo libero.
Un'altra criticità rilevante nella metodologia è l'assenza di una definizione di "Unità ecologico funzionale" UEF (Santolini 2017 a e b) affinché le funzioni ecosistemiche, in particolare quelle di regolazione, possano essere in parte o totalmente ancora svolte.
Ulteriori aspetti di criticità riscontrati nelle applicazioni alla scala locale sono relativi ai criteri utilizzati come guida per le scelte di pianificazione.
Nelle metodologie applicate in alcune varianti, oggetto di sperimentazione, è stato proposto un valore soglia "limitativo" che definisce quando un'area è trasformabile o non trasformabile in funzione del valore (complessivo) dei SE.
L'introduzione di una soglia sul valore complessivo dei SE non ha alcun significato biofisico e non consente di portare alla luce le criticità sui singoli servizi o aree, diversamente da come sarebbe se venisse utilizzata come soglia di attenzione, per guidare gli approfondimenti necessari sulle singole aree o funzionalità o singoli servizi.
Utilizzando il valore ecosistemico totale, infatti, i SE vengono trattati tutti allo stesso modo e pertanto non ci si focalizza su quelli essenziali a garantire la funzionalità eco sistemica, come i Servizi di regolazione, che dovrebbero essere ripristinati.
Nei casi analizzati sono inoltre stati introdotti valori soglia anche per la definizione degli interventi mitigativi e compensativi, che sono al contempo complessi e fuorvianti.
Il riferimento per la definizione di queste soglie è l'identificazione di una sequenza di misure mitigative e la loro associazione ad un "punteggio" che rappresenterebbe la riduzione delle pressioni conseguenti alla trasformazione urbanistica a seguito della loro adozione.
I criteri scelti possono essere ritenuti essenzialmente utili per migliorare la qualità delle trasformazioni urbane poiché tengono conto di aspetti attinenti genericamente la sostenibilità ambientale, solo parzialmente mirati/correlati/correlabili alla risorsa suolo.
Quando invece si tratta di valutazioni ecosistemiche, anche le misure mitigative dovrebbero essere incentrate sui SE forniti dal suolo ed in modo specifico sui diversi servizi..
Passando attraverso questo sistema di punteggi, si perde il senso del confronto tra i valori dei SE, e si introducono principi per le decisioni non supportati da alcuna evidenza scientifica o di buona pratica.
L'utilizzo di indici e indicatori per quanto indispensabile, se non opportunamente pesato e valutato, conduce ad un risultato aleatorio e discutibile.

Conclusioni

Dalla descrizione condotta è evidente quale sia la complessità delle metodologie e quali siano le approssimazioni introdotte dalla loro applicazione indiscriminata.
Pare opportuno ancora una volta sottolineare che i metodi, come quelli dell'ecologia del paesaggio ed i valori tabellari di BTC, adatti a descrivere correttamente fenomeni a determinate scale di lavoro, mostrano evidenti limiti scendendo nel dettaglio delle singole aree d'intervento di Piano. Lo stesso può accadere utilizzando i valori dei SE.
L'utilizzo di meccanismi di valutazione troppo stratificati, in presenza di fattori di criticità legati a carenze conoscitive in ambito scientifico, ma anche a fattori culturali, può indurre ad un approccio "urbano centrico" facilitato dall'apparente semplicità dall'approccio matematico-ingegneristico.

Le criticità di tale approccio risultano particolarmente evidenti rispetto al consumo delle aree agricole: ad esse infatti viene riconosciuto un "basso valore ambientale", valutazione soggetta a modeste differenze sia che si tratti di aree soggette a pratiche agricole intensive che estensive.
In base ai risultati desunti da determinati modelli (ad es. applicazione non corretta della BTC o di valori biofisici), può risultare sostenibile il consumo di vaste aree agricole, in quanto "compensabile" con la costruzione in ambito urbano, di aree verdi, parchi urbani ma anche di verde stradale ecc. a cui vengono attribuiti valori ambientali migliori, anche se su aree di estensione nettamente inferiore a quelle consumate.
Il consumo di un'area vasta ed omogenea, o di aree vaste ma in continuità spaziale con aree di pregio, viene quindi compensato con numerosi piccoli interventi sparsi nel contesto urbano (verde stradale, verde privato ecc.) ai quali viene attribuito un valore compensativo che il contesto stesso rende discutibile.
Occorre distinguere nettamente tra ciò che può rappresentare una miglioria dell'ambiente costruito/urbanizzato (che assume quindi rilevanza e significatività soltanto all'interno di quel contesto) e ciò che può rappresentare una reale compensazione al consumo di nuove aree naturali o agricole, accettando che, considerata la grandezza in questione, non paiono esserci molte alternative a impegnativi interventi di de-impermeabilizzazione e conseguente recupero ambientale di aree già compromesse ma attualmente in disuso o abbandono.
Il miglioramento, talvolta solo apparente, della qualità del costruito/urbanizzato ottenuto non può compensare il consumo di suolo libero.
Vale la pena di evidenziare inoltre che gli interventi compensativi spesso sono regolati da norme o indicazioni di difficile applicazione: non è infrequente osservare che alla "certezza del consumo" non si applica una corrispondente "certezza della compensazione". Pertanto, alla discutibile efficacia degli interventi in termini compensativi, si aggiunge la consapevolezza che comunque, seppur non sufficienti, questi ultimi probabilmente non verranno nemmeno realizzati.
In sintesi, se a fronte del consumo di una risorsa non rinnovabile si afferma che non sono necessarie compensazioni, non si può che concludere che esiste un'evidente criticità o nella messa a punto dei dati e dei parametri di valutazione o nell'applicazione della metodologia; diversamente verrebbero contraddetti documenti tecnici quali le Linee Guida Europee in materia di consumo di suolo, che indicano la necessità di compensazioni omologhe e confrontabili agli impatti generati trattandosi di una risorsa, il suolo, limitata e non rinnovabile (CE, 2013).
In conclusione si ritiene che, allo stato attuale, le metodologie di valutazione dei Servizi Ecosistemici alla scala comunale, considerate le criticità evidenziate, sebbene possano fornire un utile supporto conoscitivo, non siano ancora sufficientemente mature per essere correttamente utilizzate; l'eccessivo margine di interpretazione dei dati, al fine di adattarli alle necessità procedurali o a esigenze locali, paiono rendere queste applicazioni purtroppo ancora difficili da adottare al di fuori di uno stretto controllo da parte degli enti sovraordinati preposti alla tutela e protezione dell'ambiente.

Calzolari C. et al. (2016), A methodological frame work to assess the multiple contributions of soil to ecosystem services delivery at regional scale. Geoderma 261 (2016) 190-203.
Commissione Europea (2013), Superfici impermeabili, costi nascosti. Alla ricerca di alternative all'occupazione e all'impermeabilizzazione dei suoli. Lussemburgo.
Fan M., Shibata H., Chen L. (2018), Spatial conservation of water yeald and sediment retention Hydrological Ecosystem services across Teshio watershed, northernmost of Japan. Ecological Complexity 33 (2018) 1-10.
Ingegnoli V. (1993), Esercizi di Ecologia del Paesaggio. Città Studi Edizioni. UTET Milano.
Santolini R., Morri E. (2017a), Criteri ecologici per l'introduzione di sistemi di valutazione e remunerazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nella progettazione e pianificazione. In: La dimensione europea del consumo di suolo e le politiche nazionali, CRCS Rapporto 2017, pp149-154, INU ed., Roma
Santolini R., Morri E. (2017b), Valutazione e mappatura dei Servizi Ecosistemici: strumenti di governance sostenibile del paesaggio. Urbanistica 158, INU ed., Roma

27. L'impatto del cambiamento di uso del suolo nelle aree rurali attraverso la valutazione dei trade-off tra servizi ecosistemici: un caso studio dell'area Appenninica

Margherita Palmieri, Luigi Mastronardi, Vincenzo Giaccio, Agostino Giannelli, Giampiero Mazzocchi, Angelo Marucci (Università del Molise).

Introduzione

Le aree interne sono territori ricchi di biodiversità che forniscono una serie di beni e servizi indispensabili per il benessere della popolazione come, ad esempio, la produzione di cibo e acqua, la protezione dall'erosione, la regolazione climatica (EEA 2010; Gret-Regamey et al. 2012) e le attività ricreative (Schirpke et al., 2016) che prendono il nome di servizi ecosistemici (SE). Negli ultimi decenni i sistemi ecologici delle aree interne sono stati interessati da diverse pressioni derivanti prevalentemente dalle attività umane, tra cui fenomeni di urbanizzazione (Wang e Mountrakis 2011), intensivizzazione (Tasser et al., 2007; Terrasson et al., 2015) e da fattori socio economici che hanno inciso sul cambiamento di uso del suolo e, con esso, sulla capacità del capitale naturale di fornire i SE.

Il concetto di SE, ed i relativi framework elaborati a livello internazionale, sono stati riconosciuti come fondamentali per supportare le politiche di gestione del territorio (Haines-Young, 2010; De Groot, 2002; MA, 2005). Negli ultimi anni, a livello globale, si sono sviluppate diverse iniziative tra le quali il *Mapping Ecosystem Assessment* (Maes, 2013) nell'ambito dell'Azione 5 della Strategia dell'Unione Europea e il *The Economics of Ecosystems & Biodiversity* (TEEB 2010), dove viene sottolineata l'importanza di ricorrere a quantificazioni biofisiche e valutazioni economiche al fine di migliorare la gestione del capitale naturale e la relativa erogazione dei SE. La quantificazione biofisica dei SE può avvenire attraverso l'analisi del *Land Use Land Cover Change* (LULCC) e del contesto socio-economico e topografico delle aree di studio (Brander et al., 2012). In particolare, l'analisi storica del territorio è un importante strumento a disposizione degli stakeholder e dei *policy-maker* in quanto permette di comprendere gli impatti delle attività umane sui cambiamenti di uso del suolo, i tassi di variazione e le cause che determinano le variazioni di fornitura dei SE e la velocità delle modifiche d'uso del suolo che può essere utilizzata come una *proxy* per eventuali stime (Vigl et al., 2017).

Le tecnologie GIS consentono di mappare i SE a diverse scale spaziali e temporali (Gret-Regamey et al. 2014) al fine di comprendere sia come varia la loro fornitura in funzione delle dinamiche territoriali, sia le sinergie e i *trade-off* tra i diversi SE in determinati paesaggi (Rodriguez et al. 2006).

Anche se la letteratura a livello internazionale è ricca di casi studio in cui vengono mappati i SE attraverso le analisi del LULCC (Turner et al., 2014; Queiroz et al. 2015), sono pochi quelli condotti sui paesaggi montani (Schirpke et al., 2013, Bürgi et al. 2015).

L'obiettivo di questo studio è analizzare in termini economici il cambiamento di alcuni SE nell'area dell'Appennino Abruzzese-Molisano e nella contigua fascia Subappenninica, interessata, in tempi recenti, da profonde trasformazioni sociali, economiche e culturali che hanno modellato il paesaggio agrario.

Metodologia

Dal punto di vista cartografico l'area di studio è stata delimitata, per semplicità di calcolo, considerando i confini amministrativi dei comuni d'Abruzzo e Molise inseriti dalla classificazione Istat 2018 nella fascia altimetrica della montagna interna, per l'Appennino, e della collina interna, per il Subappennino.

Il primo step per valutare in termini monetari la variazione dei SE in relazione al cambiamento di uso del suolo nel periodo 1960-2012, è stato quello di analizzare i diversi processi di transizione seguendo la classificazione di Marino et al. (2016/b) che descrive, secondo alcune categorie interpretative, le proiezioni paesaggistiche dei mutamenti e delle permanenze negli usi del suolo. Tale classificazione infatti è stata funzionale all'analisi delle trasformazioni avvenute da un certo uso del suolo verso un altro, o anche dalla permanenza dello stesso (Marino et al., 2016/b). L'output di tale analisi è rappresentato dalla matrice di transizione realizzata confrontando la Carta dell'utilizzazione del suolo in Italia a scala 1:200.000 (Fonte CNR-TC) riferita all'anno 1960 con la Banca dati Corine Land Cover a scala 1:100.000 riferita all'anno 2012.

Il secondo step della metodologia ha previsto il calcolo della variazione economica di tre tra i SE ritenuti fondamentali nelle aree interne, quali Produzione Agricola, Produzione Legnosa e Assorbimento di Carbonio (Vigl et al., 2017) in relazione ai processi di urbanizzazione, intensivizzazione e rinaturazione.

La stima in termini economici della perdita oppure del guadagno dei SE nei processi di transizione, è stata effettuata con l'ausilio dei dati riferiti all'ultima indagine condotta da ISPRA sul consumo di suolo in Italia (ISPRA, 2017). Nello specifico, sulla base dei costi annuali minimi e massimi dovuti al consumo di suolo avvenuto in Italia tra il 2012 e il 2016 (ISPRA, 2017), si è provveduto a calcolare per ogni SE un valore unitario descrittivo della variazione economica (euro/anno/ha) associate alle seguenti trasformazioni:

- Da bosco a urbano; da agricolo a urbano (Urbanizzazione);
- Da agricolo a bosco (Rinaturazione);
- Da bosco ad agricolo, da seminativi e prati a zone agricole eterogenee (Intensivizzazione).

Il terzo ed ultimo step della metodologia ha riguardato l'elaborazione di un bilancio economico dei SE indagati nell'area di studio. In particolare i valori unitari, moltiplicati per le relative superfici, hanno consentito di stimare per ognuno dei processi analizzati, la variazione economica dei SE avvenuta dal 1960 al 2012 nell'Area dell'Appennino Abruzzese Molisano e della fascia subappenninica.

Risultati

L'analisi del GIS ha portato come risultato finale alla realizzazione della matrice di transizione descrittiva dei processi di cambiamento nell'uso del suolo (Tabella 32) e della relativa cartografia (Figura 256). In particolare, nell'area studio, la superficie interessata dai processi di urbanizzazione, rinaturazione ed intensivizzazione è pari a 310.915 ettari. Il processo di trasformazione più esteso riguarda la rinaturazione (210.227 ettari, il 16,66%) seguito dall'intensivizzazione (89.635 ettari, il 7,1%) e dall'urbanizzazione (19.062 ettari, il 1,51%).

Nelle aree interessate da processi di intensivizzazione si è assistito ad una semplificazione del paesaggio agrario a causa dell'evoluzione delle superfici a pascolo in suolo agricolo, delle coltivazioni meno intensive a quelle più intensive e del bosco in coltivazioni agrarie. La trasformazione del paesaggio agricolo ad opera dell'intensivizzazione è stata probabilmente responsabile di fenomeni quali l'alterazione degli habitat dovuta, ad esempio, all'eliminazione delle siepi utilizzate come rifugio dalla fauna; l'aumento dell'utilizzo di pesticidi e fertilizzanti che determina, con il passaggio ad un'agricoltura più intensiva, un deterioramento qualitativo del suolo e delle acque.

Tabella 32 - Matrice di transizione (1960-2012). Fonte: elaborazioni degli autori

	Superfici artificiali (Clc 1..)	Seminativi e prati (Clc 21., 231)	Colture permanenti (Clc 22.)	Zone agricole eterogenee (Clc 24.)	Boschi e aree seminaturali (Clc 31., 32., 33.)		Corpi idrici (Clc 5..)
Superfici artificiali (Clc 1..)	Permanenza superfici artificiali (2.626 ha; 0,21%)						
Seminativi e prati (Clc 21., 231)	Urbanizzazione (19.062 ha; 1,51%)	Permanenza seminativi e prati (211.494 ha; 16,76%)		Intensivizzazione (8.009 ha; 0,63%)	Evoluzione in sistema complesso (121.908 ha; 9,66 %)	Rinaturazione (210.227 ha; 16,66%)	
Colture permanenti (Clc 22.)		Estensivizzazione (8.287 ha; 0,66%)		Permanenza colture permanenti (7.310 ha; 0,58%)			
Zone agricole eterogenee (Clc 24.)		Intensivizzazione (81.626 ha; 6,47%)			Permanenza zone agricole eterogenee (48.532 ha; 3,85%)		
Boschi e aree seminaturali (Clc 31., 32., 33.)					Evoluzione in sistema complesso (29.436 ha; 2,33%)	Permanenza boschi e aree seminaturali (497.523 ha; 39,43%)	
Corpi idrici (Clc 5..)							

I tre processi analizzati hanno inciso sulla capacità degli ecosistemi forestali ed agricoli di generare un flusso di beni e servizi modificando la fornitura dei SE legati alla produzione agricola, alla produzione legnosa ed all'assorbimento di carbonio. La Tabella 33 riporta in termini economici la perdita e il guadagno dei SE in relazione ai processi analizzati (1960-2012).

Il cambiamento più significativo ha interessato la produzione agricola, con una perdita economica stimata di poco inferiore ai 4 miliardi di euro. Le cause possono essere riconducibili sia all'abbandono delle pratiche agricole, sia all'urbanizzazione che ha diminuito gli spazi per la coltivazione. Di converso l'aumento delle superfici boscate a discapito dei prati e pascoli ed in misura minore delle superfici a seminativi ha generato un aumento del valore economico associato alla produzione legnosa compreso tra i 94 e 858 mila euro.

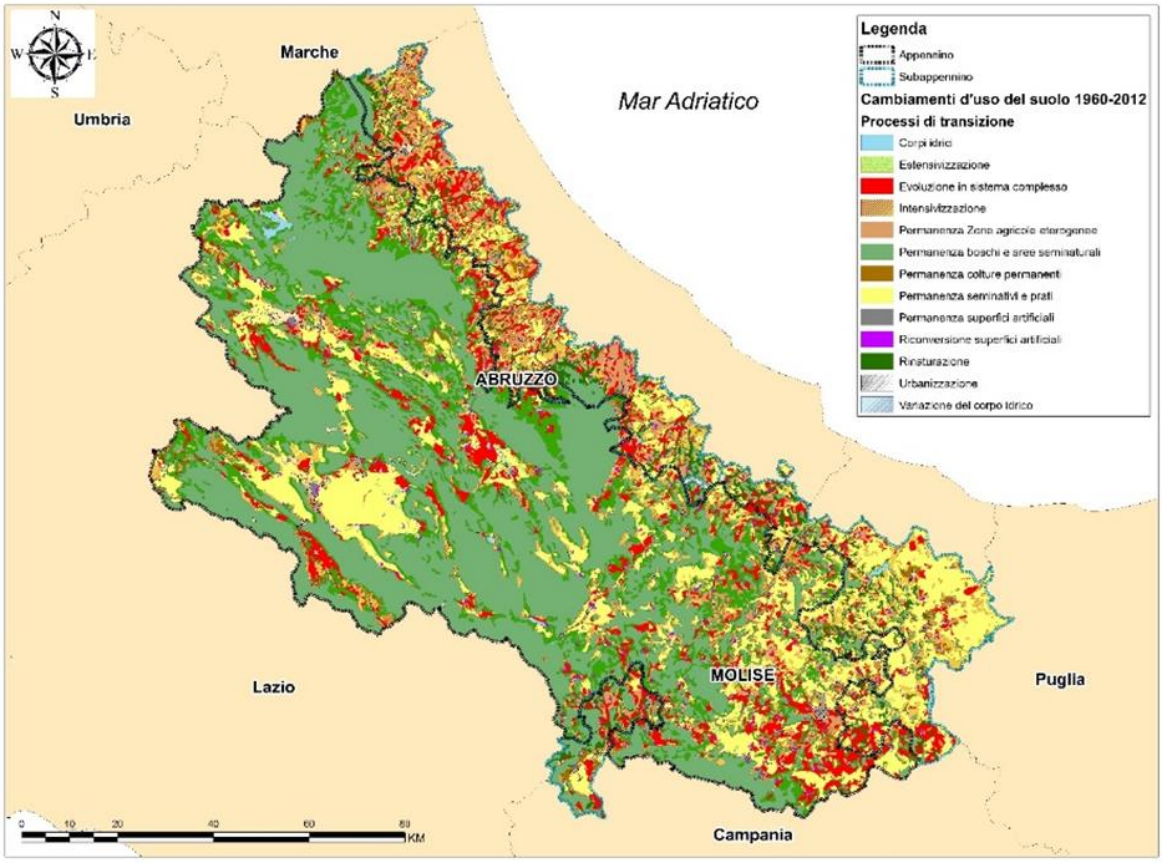


Figura 256 - Cartografia dei principali processi di trasformazione dell'Area dell'Appennino Abruzzese-Molisano. Periodo 1960-2012. Fonte: nostre elaborazioni.

Tabella 33 - Variazione economica dei SE nei processi di trasformazione del suolo nell'area dell'Appennino Abruzzese – Molisano, 1960-2012 (euro). Fonte: nostre elaborazioni su base dati ISPRA, 2017

	URBANIZZAZIONE		RINATURAZIONE		INTENSIVIZZAZIONE		TOTALE 1960-2012	
	minimo	Massimo	minimo	massimo	minimo	massimo	**minimo**	**massimo**
carbonio	-17.522.135	-159.159.402	195.226.610	1.773.308.690	-83.239.128	-756.088.883	**94.465.346**	**858.060.405**
produzione agricola	-199.568.349	-199.568.349	-6.602.951.754	-6.602.951.754	2.815.312.666	2.815.312.666	**-3.987.207.437**	**-3.987.207.437**
produzione legnosa	-54.692.487	-54.692.487	1.809.564.751	1.809.564.751	-771.547.447	-771.547.447	**983.324.818**	**983.324.818**
Totale	**-271.782.971**	**-413.420.238**	**-4.598.160.393**	**-3.020.078.313**	**1.960.526.092**	**1.287.676.337**	**-2.909.417.273**	**-2.145.822.214**

L'analisi ha inoltre permesso di evidenziare i *trade-off* fra utilizzi diversi del suolo. Infatti, si è osservato come il processo di "urbanizzazione", ovvero l'artificializzazione di aree precedentemente dedicate ad attività agro-silvo-pastorali, ha comportato, nel periodo analizzato, una perdita netta per tutti i SE considerati (da 272 - 413 mln di euro), evidenziando il notevole impatto del consumo di suolo sulla

produzione di servizi essenziali per il benessere umano. Per quanto riguarda, invece, le altre due trasformazioni, possiamo osservare come emergano dei *trade-off*, ovvero variazioni dei SE di segno opposto all'interno delle singole transizioni. Nel caso della rinaturazione, ad una perdita complessiva di 6,6 miliardi di euro di produzione agricola si accompagna un aumento dei SE Produzione legnosa e Carbonio, che tuttavia non controbilanciano la perdita: nel caso di minimo, i guadagni rappresentano solamente il 30% della perdita, mentre nel caso di massimo essi riescono a bilanciare il 54% della perdita economica totale. Nel caso dell'intensivizzazione, al contrario, il guadagno di produzione agricola pari a 2,8 miliardi di euro è parzialmente controbilanciato dalla perdita dei SE Produzione Legnosa e Carbonio (rispettivamente, € -771.547.447 e € -83.239.128 in caso di minimo e € -756.088.883 in caso di massimo) (fig. 2).

Riflessioni conclusive

L'individuazione dei cambiamenti d'uso del suolo, le variazioni della fornitura dei SE, la loro distribuzione spaziale, la presenza dei *trade-off* tra servizi, e la valutazione del loro valore economico, costituiscono una importante base di conoscenze di supporto alla pianificazione delle risorse dell'area appenninica investigata. In particolare, la metodologia qui sperimentata e riproducibile in altri contesti territoriali, consente di prendere in considerazione i costi ed i benefici ambientali nei processi decisionali finalizzati alla predisposizione degli schemi di gestione delle risorse naturali.

Il processo di rinaturazione, che ha riguardato prevalentemente i terreni meno produttivi delle aree appenniniche più interne, e quello dell'urbanizzazione, che ha interessato principalmente le superfici più produttive delle zone subappenniniche, producono assieme una serie di disservizi ecosistemici, in primis la marcata riduzione dei servizi di approvvigionamento (produzione di cibo), che riducono la complessità dell'agroecosistema, nonché la sua resilienza e sostenibilità (Marino et al. 2012). La produzione alimentare rappresenta uno dei fondamentali servizi di fornitura erogati dagli ecosistemi e alla contrazione di questo servizio si associa anche la perdita dei servizi di regolazione e supporto (impollinazione, controllo dei parassiti, diversità genetica, conservazione del suolo, fertilità, ecc.), i cui effetti sono direttamente o indirettamente connessi al benessere umano.

Inoltre, la perdita di alcuni SE può influire negativamente sull'erogazione di altri. Ad esempio, gli effetti congiunti di una ridotta vegetazione e della presenza di superfici impermeabilizzate dovute all'urbanizzazione possono limitare l'infiltrazione delle acque di precipitazione atmosferica e compromettere anche la funzione di protezione idrogeologica.

In generale, partendo dal presupposto che se il consumo di suolo produce – almeno nel breve-medio periodo - un maggiore benessere economico aumentando la quota di capitale artificiale (edifici, infrastrutture, etc.) e dei servizi connessi, d'altra parte comporta dei costi dati dalla rinuncia ai SE e al capitale naturale che li origina, ossia in questo caso il suolo e gli ecosistemi (Marino D. et al., 2016/b). Questo principio generale sui *trade-off* si inserisce nel dibattito, non ancora giunto a conclusioni universalmente riconosciute, sull'utilizzo delle risorse naturali, nel quale si contrappongono la cosiddetta sostenibilità "forte" e sostenibilità "debole". Quest'ultima, che viene ricondotta alla regola elaborata da Hartwick e Solow (1977), prevede che sia teoricamente possibile sostituire il capitale naturale con quello artificiale, attraverso il reinvestimento in capitale artificiale (impianti, infrastrutture, capitale umano, etc.) delle rendite generate dall'estrazione di risorse naturali. Nonostante il lavoro di Hartwick e Solow fosse finalizzato a costruire un modello che permettesse di garantire livelli adeguati di consumo anche alle generazioni future, resistendo alla tentazione di usarlo per accrescere i consumi presenti, esso ha dato il via allo sviluppo delle teorie della sostenibilità "forte", secondo le quali, per far sì che le generazioni future possano soddisfare i propri bisogni è necessario che il capitale naturale non si riduca.

In questo scenario, e alla luce delle riflessioni scaturite dall'analisi dei risultati del presente contributo, l'implementazione di schemi PES (*Payments for Ecosystem Services*) potrebbe rappresentare un'opportunità per promuovere pratiche agricole maggiormente sostenibili in termini economici e ambientali (Schirpke et al., 2017), non solo utilizzando premi, incentivi e/o indennità come già avviene attraverso gli schemi agroambientali, ma anche attraverso accordi e processi negoziali con gli altri stakeholder territoriali (Marino e Palmieri, 2018), secondo un più ampio coinvolgimento delle comunità locali, la cui partecipazione rappresenta un driver principale per la conservazione del capitale naturale nel lungo periodo (Pellegrino, Marino, 2014).

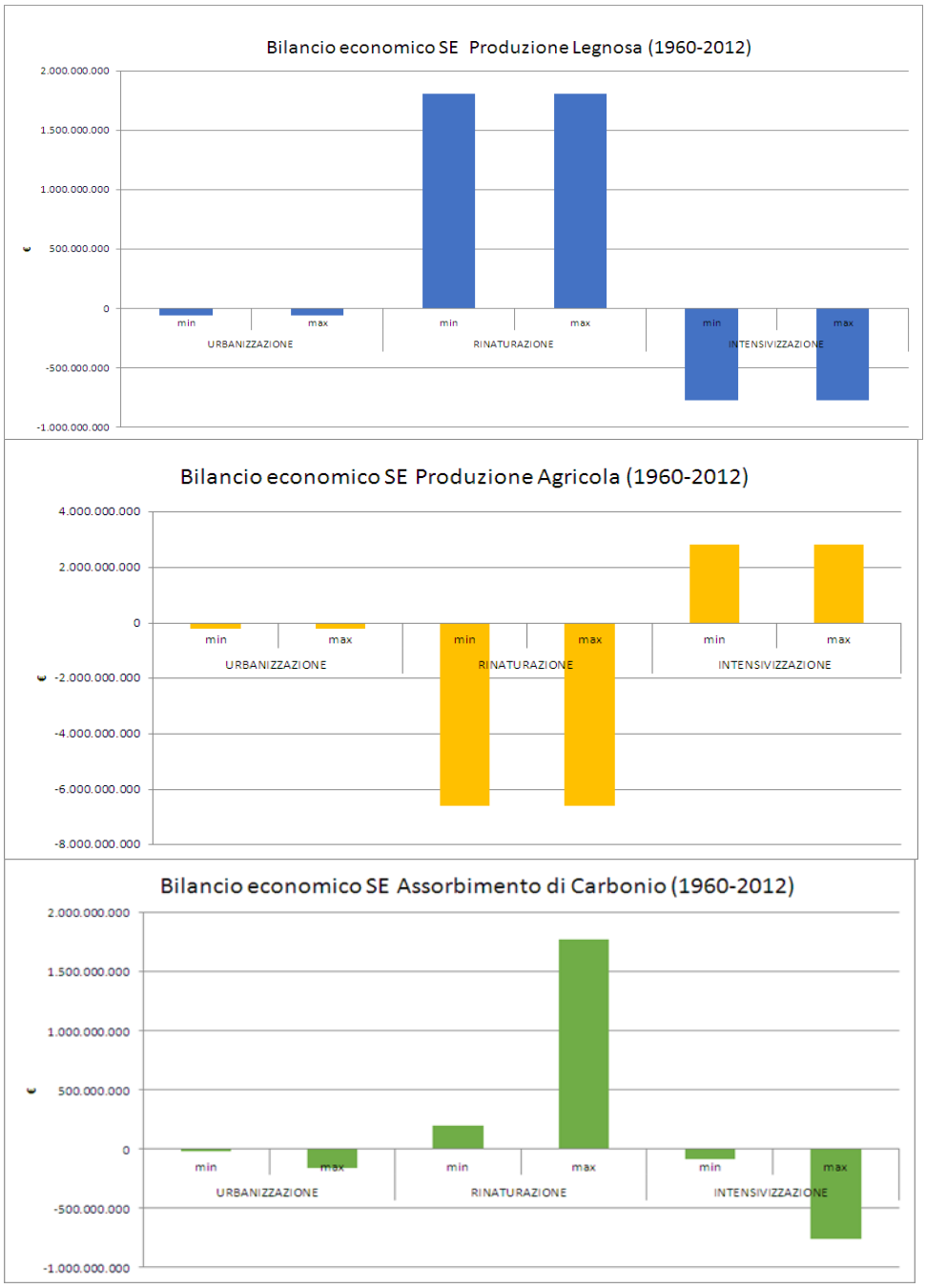


Figura 257 - Bilancio economico dei SE nei processi di transizione 1960-2012. Fonte: nostre elaborazioni su dati ISPRA, 2017

Brander LM, Bra uer I, Gerdes H, Ghermandi A, Kuik O, Markandya A, Navrud S, Nunes PALD, Schaafsma M, Vos H, Wagtendonk A (2012) Using meta-analysis and GIS for value transfer and scaling up: valuing climate change induced losses of European wetlands. Environ Resource Econ 52:395–413. doi: 10.1007/ s10640-011-9535-1.

Bürgi M, Silbernagel J, Wu J, Kienast F (2015a) Linking ecosystem services with landscape history. Landsc Ecol 30:11–20. doi: 10.1007/s10980-014-0102-3

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

Dominati, E., Mackay, A., Green, S., Patterson, M., (2014), A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: a case study of pastoral agriculture in New Zealand. Ecol. Econ. 100, 119–129.

Dominati, E.; Patterson, M.; Mackay, A (2010), A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. Ecological Economics 69 (2010) 1858–1868.

Gret-Regamey A, Brunner SH, Kienast F (2012) Mountain ecosystem services: who cares? Mt Res Dev 32:23–34. doi: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-10-00115.S1.

Haines-Young R.H., Potschin M. (2010), The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, In: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), Ecosystem Ecology: A New Synthesis. BES Ecological Reviews Series, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110–139.

Hartwick, John M. (1977). Intergenerational Equity and the Investment of Rents from Exhaustible Resources. American Economic Review, 67, December, pp. 972-74.

EEA (2010) Europe's ecological backhome: recognizing the true value of our mountains. EEA, Copenhagen.

ISPRA (2017). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. ISPRA, Rapporti 266/2017.

MEA (2005), Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. World Resource Institute. Washington, DC.

Maes J., Egoh B., Willemen L., Liquete C., Vihervaara P., Schagner J.P., Grizzetti B., Drakou E. G., La Notte A., Bouraoui F., Paracchini M.L. Braat L., Bidoglio G., Zulian G. (2013), Mapping and Assessment ofEcosystems 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 (http://ec.europa. eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAESWorkingPaper2013,pdf)accessed 12 December 2015.

Marino D., Palmieri M. (2018), "Investing in nature: working with public expenditure and private payments for a new governance model", in Paracchini M.L., Zingari P.C., Blasi C., a cura di, Re-connecting Natural and Cultural Capital Contributions from Science and Policy, Publisher: Office of Publications of the European Union, 2016, SBN 978-92-79-59949-1 ISSN 1018-5593 doi:10.2788/09303.

Marino D., Nofroni, L., Savelli, S. (2016/a). Trasformazioni e permanenze dei paesaggi agrari tradizionali alla scala nazionale. Un'indagine diacronica 1960 -2012, in Larcher, F.; Colucci, A.; D'Ambrogi, S.; Morri, E.; Pezzi, G. (a cura di) 2016, Challenges of Anthropocene and the role of Landscape Ecology - Le sfide dell'Antropocene e il ruolo dell'Ecologia del Paesaggio - Atti del Congresso Scientifico SIEP-IALE, Asti, 26/27/28 maggio 2016 ISBN: 978-88-900865-5-7.

Marino D., Assennato F., Di Leginio M., Fumanti F., Marucci A., Munafò M., Palmieri M., Sallustio L., Santolini R., Soraci M., Strollo A., Marchetti M. (2016/b). Impatto del consumo di suolo in Italia. In: ISPRA (2016-a). Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2016. Rapporti 248/2016. ISBN 978-88-448-0776-4.

Marino D., Mazzocchi G. (2017). Il suolo come capitale naturale; spunti per una contabilità ambientale in Italia. Pubblicato in "Caring for Our Soil: avere cura della natura dei territori". WWF, Report 2017

Queiroz C, Meacham M, Richter K, Norström AV, Andersson E, Norberg J, Peterson G (2015) Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. Ambio 44:89–101. doi: 10.1007/s13280-014-0601-0.

Rodriguez JP, Beard TD, Bennett EM, Cumming GS, Cork SJ, Agard J, Dobson AP, Peterson GD (2006) Tradeoffs across space, time, and ecosystem services. Ecol Soc 11:28. doi 10.5751/ES-01667-110128.

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. Int J Biodiv Sci Ecosyst Serv Manag 9:123–135. doi: 10.1080/21513732.2012.751936.

Schirpke U, Timmermann F, Tappeiner U, Tasser E (2016) Cultural ecosystem services of mountain regions: modelling the aesthetic value. Ecol Indic 69:78–90. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.04.00.

Schirpke U., Marino D., Marucci A., Palmieri M., Scolozzi R., (2017) Operationalising ecosystem services for effective management of protected areas: Experiences and challenges, Ecosystem Services (2017) 28.

Tasser E, Walde J, Tappeiner U, Teutsch A, Noggler W (2007) Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. Agric Ecosyst Environ 118:115–129. doi: 10.1016/j.agee.2006. 05.004.

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010) Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. http:// www.teebweb.org/ . Accessed 6 June 2016.

Terrasson D, Luginbu hl Y, Howard P. (2015) Landscape and sustainable development: the French perspective. Ashgate Publishing, Surrey.

Turner KG, Vestergaard Odgaard M, Bøcher P, Dalgaard T, Svenning JC (2014) Bundling ecosystem services in Denmark: trade-offs and synergies in a cultural landscape. Landsc Urban Plan 125:89–104. doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.02.007

UN (2014), "National Accounts Main Aggregates Database." Accessed 3 January 2014. https:// unstats.un.org/unsd/snaama/dnlList.asp

Vigl L., Tasser E., Schirpke U., Tappeiner U (2017), Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps Regional Environmental Change, 2017 vol: 17 (8) pp: 2237-2250.

Wang J, Mountrakis G (2011), Developing a multi-network urbanization model: a case study of urban growth in Denver, Colorado. Int J Geogr Inf Sci 25(2):229–253. doi: 10.1080/ 13658810903473213.

RAPPORTI
288/2018