



Università degli Studi di Genova

*Dipartimento di Scienze della terra, dell'ambiente e della vita (DISTAV)*

**Corso di Dottorato in  
Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio (STAT)**

**Curriculum: Scienze del Mare**

**XXXIV ciclo**

**Anno accademico: 2020/2021**

***Valutazione e quantificazione del capitale naturale della fascia  
costiera Ligure e analisi delle dipendenze da forzanti esterne***

**Candidata**  
Ilaria Rigo

**Tutor**  
Prof. Paolo Vassallo



## Indice

Abstract .....	5
1. INTRODUZIONE .....	8
1.1 Capitale naturale e servizi ecosistemici: definizioni e metodologie di valutazione .....	8
1.2 Importanza dell'ambiente marino costiero .....	12
1.3 Pressioni costiere .....	14
1.4 Valutazione del capitale naturale come strumento di gestione e conservazione della biodiversità .....	15
1.4 Scopo del lavoro .....	19
2. MATERIALI E METODI .....	22
2.2 Area di studio .....	22
2.2.1 La regione Liguria .....	22
2.2.2 Il paesaggio marino costiero della Liguria .....	22
2.2.3 Antropizzazione delle coste della Liguria .....	23
2.2.4 Ruolo delle Aree Marine Protette nei regimi di protezione degli habitat costieri .....	24
2.3 Metodologie di base .....	29
2.3.1 Analisi spaziali .....	29
2.3.1.1 Quantum GIS (QGIS) .....	30
2.3.2 Valutazione biofisico-monetaria del capitale naturale e dei flussi ambientali .....	31
2.3.2.1 Analisi emergetica .....	32
a. Analisi trofodinamica .....	33
b. Contabilità biofisica .....	37
c. Conversione in termini monetari .....	39
2.3.3 Analisi di dipendenza .....	40
2.3.3.1 Software R (erre) .....	40
2.3.3.2 Random Forest .....	41
2.3.4 Somministrazione di questionari ad esperti per un confronto dei risultati .....	44
2.4 Applicazione integrata delle metodologie .....	46
2.4.1 Suddivisione dell'area di studio in unità biomarine .....	46
2.4.2 Calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali .....	50
a. Analisi trofodinamica .....	50
b. Contabilità biofisica .....	53
c. Conversione in termini monetari .....	54
2.4.3 Identificazioni di forzanti lungo costa .....	54

2.4.4	Analisi di regressione per lo studio delle dipendenze.....	74
2.4.5	Somministrazione dei questionari.....	76
3.	RISULTATI .....	78
3.1	Suddivisione dell'area di studio in unità biomarine .....	78
3.2	Calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali.....	82
a.	Analisi trofodinamica.....	82
b.	Contabilità biofisica .....	86
c.	Conversione in termini monetari.....	89
3.3	Identificazioni di forzanti lungo costa.....	92
3.4	Analisi di regressione per lo studio delle dipendenze.....	118
3.5	Somministrazione dei questionari .....	132
4.	DISCUSSIONI.....	137
4.1	Analisi dei risultati ottenuti per il valore di capitale naturale e flussi ambientali.....	138
4.2	Analisi dei risultati ottenuti mediante l'analisi di regressione.....	142
4.3	Analisi dei risultati ottenuti mediante la somministrazione dei questionari.....	147
5.	CONCLUSIONI.....	150
	BIBLIOGRAFIA.....	
	SITOGRAFIA .....	
	APPENDICI .....	
	Appendice 1: Fonti cartografiche .....	
	Appendice 2: Calcolo del valore di capitale naturale e flussi ambientali.....	
	Appendice 3: Script in R utilizzato per l'analisi di dipendenza (Random Forest).....	
	Appendice 4: Questionario somministrato ad esperti per la valutazione dell'influenza delle forzanti	

## **Abstract**

La fascia marino costiera ospita ecosistemi tra i più produttivi al mondo, in termini di biomassa e ricchezza specifica. Il loro stock di capitale naturale fornisce un insieme di flussi di risorse essenziali per la vita dell'ambiente stesso e dell'uomo. Tuttavia, lo sviluppo di attività antropiche lungo costa causa un declino dello stato degli ecosistemi e della biodiversità caratteristici degli ecosistemi costieri.

Il Mar Ligure, ad esempio, rappresenta un hotspot di biodiversità, come gran parte del Mar Mediterraneo ma, allo stesso tempo, un'area altamente antropizzata caratterizzata da una elevata densità di popolazione e dall'interazione di attività produttive, attrazioni turistiche e centri urbani. Questo progetto di tesi ha un duplice scopo: valutare e quantificare la distribuzione spaziale del valore del capitale naturale e dei flussi ambientali che caratterizzano gli habitat marino costieri del Mar Ligure e analizzare le relazioni che intercorrono tra la distribuzione di tali valori e alcune variabili naturali e antropiche presenti lungo costa, che possono influenzare la capacità del sistema naturale di generare e mantenere il capitale stesso.

Attraverso tali obiettivi, questo studio consente di definire lo stato attuale della fascia marino costiera ligure in termini di capitale naturale e flussi ambientali e propone un modello di valutazione di possibili effetti sull'ecosistema marino costiero in presenza di alcune variabili, utile nello sviluppo di pratiche di gestione ambientale sostenibile.

Pertanto, la fascia marino costiera della Liguria è stata suddivisa in 43 sezioni spaziali funzionali, dette "unità biomarine", per ciascuna delle quali sono stati stimati i valori di capitale naturale e flussi ambientali. A tal fine, sono stati raccolti i dati relativi alle biomasse delle comunità bentoniche ed ittiche attingendo dalla letteratura e attraverso campagne di campionamento ad hoc.

Seguendo, poi, la procedura descritta in precedenti studi per le Aree Marine Protette (AMP) (Vassallo et al., 2017; Paoli et al., 2018), è stata applicata l'analisi emergetica per valutare il capitale naturale e i flussi ambientali. Tale analisi consiste in una metodologia termodinamica che permette di esprimere quali siano i costi, in termini di risorse impiegate, che la natura deve sostenere per mantenere i processi ecologici in atto negli habitat che costituiscono l'area di studio. L'analisi emergetica consente di quantificare il valore di capitale naturale e flussi ambientali in termini biofisici (solar emergy joule - sej) e, attraverso opportuni fattori di conversione, in termini monetari (emergy euro - em€). Gli equivalenti monetari permettono una più facile comprensione da parte di stakeholder non specializzati e aprono la strada per includere il valore delle risorse marine in contesti socio-economici e politici.

Successivamente, sono state individuate una serie di variabili, definite “forzanti”, che insistono lungo l’arco costiero ligure e che possono alterare il sistema e possono, sia direttamente che indirettamente, incidere positivamente o negativamente sui valori di capitale naturale e flussi ambientali e sulla loro distribuzione spaziale. La possibile dipendenza tra la presenza di forzanti e i valori calcolati precedentemente è stata analizzata tramite la tecnica delle foreste casuali (Random Forest). La Random Forest è un metodo di *machine learning* che genera alberi decisionali a partire da un insieme di dati, per effettuare analisi di regressione e classificazione. Al fine di proporre strategie di gestione della fascia marino costiera, sono stati proposti quattro possibili scenari predittivi, diversificati sulla base dei tipi di forzanti selezionati:

- solo naturali;
- naturali ed antropiche;
- naturali ed antropiche solo con effetto positivo sui valori di capitale naturale e flussi ambientali;
- naturali ed antropiche solo con effetto negativo sui valori di capitale naturale e flussi ambientali.

Inoltre, alla valutazione oggettiva sopra descritta è stata affiancata una valutazione soggettiva tramite somministrazione di un questionario ad alcuni esperti dell’ambito degli studi marino costieri al fine di poter effettuare un confronto tra i risultati ottenuti da entrambi i metodi. All’interno del questionario è stato chiesto se la presenza delle forzanti influenzi il valore del capitale naturale presente lungo costa positivamente o negativamente e l’intensità della pressione esercitata, attribuendo un punteggio, dalle forzanti (punteggio da 1 a 7).

Dunque, sia l’applicazione dell’analisi di regressione sia la somministrazione dei questionari hanno consentito di indagare quanto la presenza o assenza di alcune forzanti possa influenzare i valori di capitale naturale e flussi ambientali e la loro distribuzione lungo costa.

Il valore di capitale naturale complessivo per la fascia marino costiera ligure è risultato di circa 2,11 miliardi em€ e ha mostrato valori maggiori (mediamente superiori del 22%) all’interno delle unità biomarine appartenenti alle AMP, dimostrando l’efficacia delle misure di protezione adottate. Tale valore dovrà essere mantenuto costante nell’ottica di preservare il capitale naturale intatto al fine di garantire la fornitura dei servizi almeno al livello attuale.

Dall’analisi di dipendenza è emerso come le forzanti antropiche influiscano maggiormente sul valore del capitale naturale e sulla sua distribuzione rispetto a quelle naturali. Infatti, lo scenario sviluppato considerando la presenza di forzanti antropiche positive ha evidenziato un aumento del valore del

capitale, confermando come le misure di protezione possano essere fondamentali per gestire e conservare il capitale naturale. Risposte simili sono state ottenute anche dalla somministrazione dei questionari, evidenziando un'influenza maggiore da parte delle misure di protezione ambientali. Lo sviluppo di questa tesi ha permesso di individuare un indicatore sintetico, ma allo stesso tempo informativo, che consente di monitorare lo stato del capitale naturale della costa ligure e di individuare le forzanti, sia positive, sia negative che maggiormente influenzano il valore in modo da poter operare su di esse in termini di monitoraggio e gestione.

## 1. INTRODUZIONE

### 1.1 Capitale naturale e servizi ecosistemici: definizioni e metodologie di valutazione

Il capitale naturale "include l'intero stock di beni naturali - organismi viventi, aria, acqua, suolo e risorse geologiche - che contribuiscono a fornire beni e servizi di valore, diretto o indiretto, per l'uomo e che sono necessari per la sopravvivenza dell'ambiente stesso da cui sono generati" (Comitato Capitale Naturale, 2017). Tra i primi studiosi del concetto di capitale naturale vi sono Costanza e Daly (1992) che, a partire dagli anni '90, definiscono il capitale naturale come "lo stock di ecosistemi naturali che produce un flusso di beni o servizi ecosistemici di valore nel futuro". Lo stock è costituito da riserve di risorse naturali che combinano componenti biotiche ed abiotiche dell'ambiente (Comitato Capitale Naturale, 2014; Costanza e Daly, 1992; Mace, 2019; Mortimer et al., 2017; Office for National Statistics, 2018; United Nations, 2014; Judd et al., 2021). Le componenti biotiche sono rappresentate dalla biodiversità, che include la flora e la fauna che caratterizzano gli ecosistemi, mentre i minerali, i metalli, i combustibili fossili, l'aria, il vento, l'acqua o l'energia solare costituiscono le componenti abiotiche. Queste ultime si suddividono in componenti abiotiche non-rinnovabili (minerali, energia da combustibili fossili) e rinnovabili (acqua, energia solare) (Comitato Capitale Naturale, 2017).

Dallo stock di beni naturali si originano le funzioni ecosistemiche e i servizi ecosistemici. Le funzioni ecosistemiche rappresentano un sottoinsieme delle interazioni tra gli elementi del capitale naturale che originano l'abilità potenziale di fornire beni e servizi per l'uomo e le altre specie (De Groot, 1992). I servizi ecosistemici, invece, rappresentano la parte di capitale naturale sfruttata, direttamente o indirettamente, dall'uomo per trarne beneficio (Costanza et al., 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Le funzioni esistono indipendentemente dal fatto che qualcuno ne faccia uso mentre i servizi, al contrario, sono definiti dall'utilità che l'essere umano ricava da essi. Tra funzioni e servizi ecosistemici non esiste necessariamente una relazione biunivoca: un servizio può dipendere da differenti funzioni e la stessa funzione può originare differenti servizi per l'uomo. Dalle risorse naturali tangibili e dai servizi ecosistemici dipende la vita dell'uomo sulla terra (Daly e Farley, 2011; Judd et al., 2021).

Nel corso degli anni sono state studiate e classificate sia le funzioni sia i servizi ecosistemici. Le funzioni ecosistemiche sono state raggruppate, da Costanza et al. (1997) e De Groot et al. (2002), in quattro categorie principali:

1. Funzioni di regolazione: capacità dei sistemi naturali o semi-naturali di regolare i processi ecologici essenziali e i sistemi di supporto della vita tramite i cicli bio-geochimici e altri processi

della biosfera. Oltre a mantenere gli ecosistemi, le funzioni di regolazione forniscono molti servizi che hanno benefici diretti e indiretti per l'uomo (come la purificazione dell'aria, dell'acqua e del suolo e servizi di controllo biologico).

2. Funzioni di habitat: capacità dei sistemi naturali o semi-naturali di fornire rifugi e luoghi di riproduzione alle piante ed agli animali che contribuiscono alla conservazione della diversità genetica e biologica ed ai processi evolutivi.
3. Funzioni di produzione: la fotosintesi ed il prelievo di nutrienti da parte degli organismi autotrofi convertono energia, biossido di carbonio, acqua e nutrienti in strutture carboidratiche utilizzate dai produttori secondari per creare una varietà di biomassa vivente. Quest'ampia diversità fornisce molti beni per l'uomo che vanno dal cibo, ai materiali grezzi, ai combustibili e alla diversità genetica.
4. Funzioni di informazione: i sistemi naturali contribuiscono al benessere umano fornendo spazi ed opportunità per la riflessione, l'arricchimento spirituale, lo sviluppo cognitivo, gli aspetti ricreativi e la fruizione dei paesaggi.

Per quanto riguarda, invece, la classificazione dei servizi ecosistemici, quella oggi più diffusa è la classificazione internazionale *The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*, sviluppata nell'ambito delle attività per la contabilità ambientale della European Environment Agency (EEA) allo scopo di uniformare le categorizzazioni esistenti e renderle paragonabili. La classificazione *CICES* individua tre categorie principali:

1. Servizi di fornitura: includono tutti i materiali e le energie prodotte dagli ecosistemi, ovvero beni tangibili e commerciabili, direttamente consumati dall'uomo. Questa categoria racchiude tre classi: nutrizione (cibo e acqua potabile); materiali biotici e abiotici utilizzati per la produzione di beni; fonti di energia rinnovabile abiotiche e biotiche;
2. Servizi di mantenimento e regolazione: includono tutti i meccanismi tramite cui gli ecosistemi controllano e modificano i comparti abiotico e biotico e creano gli ambienti adatti alla vita delle persone; non sono consumati direttamente ma influenzano la vita di individui, comunità, popolazioni e le loro attività. Questa categoria racchiude quattro classi: bonifica dei rifiuti; regolazione dei flussi che avvengono tramite mezzi solidi, liquidi, gassosi; regolazione dell'ambiente fisico, compresi i fattori climatici a scala sia locale sia globale; regolazione dell'ambiente biotico, incluso il mantenimento degli habitat, tramite processi come, ad esempio, il controllo di malattie e parassiti;
3. Servizi culturali e sociali: includono tutti gli output non materiali che hanno significato di tipo

simbolico, culturale ed intellettuale. Questa categoria racchiude due classi: simbolici; intellettuali e esperienziali.

Dunque, lo sfruttamento sostenibile degli stock di capitale naturale è vitale perché assicura una fornitura continua dei servizi ecosistemici sopra descritti nel tempo (de Groot et al., 2002, 2012). Per raggiungere gli obiettivi di conservazione della natura e sfruttamento sostenibile delle risorse sono necessarie le valutazioni biofisiche ed economiche del valore del capitale naturale e dei servizi ecosistemici (Börger et al., 2014; Maes et al., 2016). C'è un dibattito in corso su come assegnare valore agli ecosistemi e ai loro servizi (Costanza et al., 2014; Hein et al., 2015,2016; Turner et al., 2014). Poiché il capitale naturale è una grandezza di stock è identificabile con un valore fisico o monetario dell'insieme di elementi che lo compongono in un dato momento (Comitato Capitale Naturale, 2017). Alcuni autori hanno stimato il capitale naturale e i servizi ecosistemici effettuando valutazioni monetarie, mentre altri hanno applicato una prospettiva biofisica alla contabilità ambientale. L'approccio economico neoclassico alla valutazione del capitale naturale si basa su una prospettiva strumentale e antropocentrica e tipicamente valuta quanti benefici per gli esseri umani vengano generati dagli ecosistemi, dalle loro funzioni e dai servizi. Gli approcci economici convenzionali si basano sulle preferenze degli utenti e su una prospettiva utilitaristica secondo la quale le risorse naturali sono considerate come strumenti dedicati alla soddisfazione umana (Vassallo et al., 2017). Un certo numero di autori ha, infatti, stimato i valori del capitale naturale e dei servizi ecosistemici utilizzando metodi di valutazione economica (e.g., Costanza et al., 1997, 2014; Dasgupta, 2008; Farber et al., 2002; Farley e Costanza, 2010; Hein et al., 2016; Nikodinoska et al., 2015; Pearce, 1993; Patterson, 2002), che riportano i risultati in termini di stock e flussi, sia monetari che non monetari, seguendo le linee per il Sistema di contabilità economico-ambientale proposto dalle Nazioni Unite (Nazioni Unite, 2014), che applica i principi di contabilità finanziaria all'ambiente (Dickie e Neupauer, 2019), e quindi si adattano ai principi contabili nazionali. Tuttavia, le tecniche di valutazione economica sono affette da limitazioni, tra cui il fatto che le valutazioni basate sul denaro riflettono solo i valori della società umana attuale, trascurando le altre specie e le generazioni future (Mellino et al., 2015). Il loro principale svantaggio è legato all'uso di una prospettiva monocriteriale basata su valutazioni monetarie che riflettono solo le dinamiche di mercato e le preferenze umane (Franzese et al., 2017). Sebbene un approccio economico sia utile per trasferire l'importanza del capitale naturale e dei servizi ecosistemici ai decisori politici, offre una prospettiva limitata sul valore ecologico delle risorse naturali e sul sistema di supporto vitale fornito dagli ecosistemi alla società umana. Per questi motivi sono state adottate misure del valore

non antropocentriche e sono stati sviluppati, nel tempo, metodi di valutazione biofisica che forniscono un approccio complementare alla valutazione economica delle risorse naturali (Jørgensen, 2010; Müller, 2005; Müller e Burkhard, 2012; Odum, 1988, 1996; Wackernagel et al., 1999). Tra i metodi di contabilità ambientale, l'applicazione dell'analisi emergetica (Odum, 1988, 1996) è stata utilizzata per valutare i beni e i servizi che sostengono la biosfera, compresa l'economia degli esseri umani in termini di supporto ambientale necessario per la loro generazione (Berrios et al., 2017; Brown et al., 2016; Brown e Ulgiati, 1999; Dapuelto et al., 2022; Franzese et al., 2014, 2017; Geng et al., 2013; Paoli et al., 2018; Picone et al., 2017; Rigo et al., 2020, 2021; Vassallo et al., 2017, 2021). L'analisi emergetica utilizza un approccio "donor-side", in grado di fornire una misura biofisica del valore del capitale naturale e dei servizi ecosistemici tenendo conto del loro costo di produzione in termini di flussi biofisici utilizzati per sostenere la loro generazione (Ulgiati et al., 2011). Secondo questo metodo, maggiore è il lavoro sostenuto dalla biosfera nella generazione di risorse naturali e servizi ecosistemici, maggiore è il loro valore (Odum, 1988, 1996). Inoltre, tale valore può essere convertito in equivalenti monetari utilizzando il rapporto emergy-to-money per far comprendere maggiormente l'importanza del capitale naturale e dei servizi ecosistemici ai decisori politici e ad altri stakeholder (Franzese et al., 2008; Häyhä et al., 2015; Maes et al., 2012; Mellino et al., 2015; Sumarga et al., 2015). Questa conversione non cambia la caratteristica "donor-side" della contabilità, ma fornisce risultati in valori monetari equivalenti che rappresentano ancora l'investimento della biosfera, aiutando così a colmare il divario tra le valutazioni biofisiche ed economiche (Vassallo et al., 2017). Il "valore ecologico" delle risorse naturali, quindi, non è necessariamente legato al loro uso da parte dell'uomo, ma è legato al ruolo che svolgono nel funzionamento della biosfera a diverse scale e a sostegno di diverse specie (Odum, 1996).

Un ulteriore rigoroso metodo suggerito per la contabilità delle risorse naturali, è l'analisi eco-exergetica (Jørgensen e Mejer, 1979). In questo caso, la procedura per la valutazione del capitale naturale tiene conto dell'energia chimica immagazzinata nella materia organica e dell'informazione genetica incorporata negli organismi viventi (Mandal et al., 2012; Vihervaara et al., 2019). Il consumo di risorse naturali implica la distruzione di sistemi organizzati e la dispersione, che è di fatto generazione di entropia (o distruzione di exergia). Il principio della massima eco-exergia afferma che gli ecosistemi hanno la tendenza al consumo di risorse naturali, che corrisponde ad una distruzione di sistemi organizzati e alla dispersione e, quindi, ad un allontanamento dall'equilibrio termodinamico, perdendo entropia strutturale e guadagnando exergia e informazione nel processo. Questo significa che gli ecosistemi si svilupperanno verso livelli più alti di eco-exergia attraverso

l'accumulo di energia chimica nella materia organica, oltre a massimizzare l'informazione contenuta negli organismi viventi. L'analisi exergetica misura, dunque, l'evoluzione del sistema, considerata come la capacità di mantenere le proprie strutture e complessità.

Alcuni studi suggeriscono l'applicazione parallela dei metodi di analisi emergetica ed eco-exergy per la valutazione del capitale naturale e dei servizi ecosistemici (Buonocore et al., 2019, 2020; Coscieme et al., 2013; Ulgiati et al., 2011) al fine di ottenere risposte complete, mediante l'utilizzo di un approccio ecosistemico, che si concentra sulle risorse del capitale naturale (quantità, condizione e sostenibilità), sui loro flussi nel sistema e sui benefici sociali ed economici che forniscono (Connell et al., 2018; Costello et al., 2017; Durussel et al., 2017; Haplin et al., 2009; Leary, 2019). Intraprendere valutazioni di questo tipo significa comprendere e registrare le risorse e i possibili rischi a cui il capitale naturale e i servizi ecosistemici possono essere soggetti (Durussel et al., 2017; Hallonsten, 2014; Harden-Davies, 2018). L'importanza di effettuare valutazioni integrate per il capitale naturale e i servizi ecosistemici è stata ben stabilita (Hooper et al., 2019), tuttavia la maggior parte delle applicazioni riguardano ambienti terrestri (Liquete et al., 2013), e ci sono significative lacune nelle valutazioni in ambito marino (Stebbins et al., 2021).

## **1.2 Importanza dell'ambiente marino costiero**

La fascia costiera, zona di transizione tra ambienti terrestri, d'acqua dolce e marini, comprende ecosistemi definiti "aperti" in quanto in grado di mantenere un continuo scambio di materiali ed energia (Reiners e Driese, 2001). Il suo aspetto ed il suo funzionamento risultano dalla convergenza di diverse forzanti fisiche, quali la geomorfologia, l'idrodinamismo, gli apporti terrigeni ed il clima. Sono queste caratteristiche a rendere la fascia costiera un sistema ambientale particolarmente complesso, sensibile e delicato, nel quale si osserva un'elevata variabilità di fenomeni chimici, fisici e biologici. Grazie alla convergenza di queste relazioni, gli ecosistemi marino costieri risultano essere tra i più produttivi, diversificati e preziosi al mondo (Martínez et al., 2007; Wilkinson, 2008). Gli ecosistemi marino costieri si distribuiscono in maniera diffusa in tutta la biosfera. La fascia costiera è infatti una delle aree del pianeta che offre una maggiore diversità ambientale, sia fisico-morfologica che biologica, pur rappresentando solo circa il 20% della superficie terrestre (Belfiore, 2003). La sua ampia distribuzione determina una varietà di caratteristiche geomorfologiche, regimi meteorologici e biomi (Martínez et al., 2007), generando una vasta gamma di opportunità per l'insediamento della popolazione e lo sviluppo del commercio. Tale varietà rappresenta uno stock di capitale naturale considerevole che consente la generazione di numerosi servizi ecosistemici,

raggruppati nelle categorie di approvvigionamento, regolazione, culturali e di supporto (MEA, 2005), fondamentali per la salute e il benessere umano. Tra i servizi di approvvigionamento vi è, ad esempio, la fornitura di cibo e acqua, tra quelli di regolazione la protezione dalle tempeste e la mitigazione del clima (Costanza et al., 2014; Duarte et al., 2013), mentre tra quelli di supporto l'immagazzinamento di carbonio o l'impollinazione. Servizi meno visibili sono, invece, culturali definiti dal benessere psicologico ricevuto, ad esempio, alla vista di un paesaggio.

Fra gli esempi più evidenti di servizi ecosistemici forniti dalla fascia costiera si trovano:

1. la diversità interspecifica, presente in ambiente marino, la quale migliora l'efficienza di trasferimento ai livelli più elevati della catena trofica (Worm et al., 2006), diversificando ed aumentando, così, la produttività di beni e servizi ecosistemici;
2. metà di tutta la produzione primaria mondiale (Field et al., 1998), che rappresenta la base per lo svolgimento delle funzioni di regolazione dei gas e del clima (MEA, 2005; The Royal Society, 2005) producendo ossigeno e assorbendo CO<sub>2</sub>;
3. la prevenzione dal disturbo ambientale da parte di macroalghe e piante marine che, attraverso le radici ed i rizomi stabilizzano il fondale (Fonseca, 1989) grazie alla formazione e all'accumulo di sedimenti (Lovas et al., 2001) e alla conseguente riduzione della torbidità e dell'erosione (Burton, 2003);
4. una serie di benefici offerti dall'ambiente costiero, sia marino sia terrestre, alla società, in termini economici e psicologici (Wratten et al., 2013) conducendo il turista presso la località di mare per scopi ricreativi, garantendo inevitabilmente un profitto per la popolazione locale.

Nelle zone costiere i processi naturali e i processi socio-economici sono strettamente dipendenti (Coccosis, 2004; Ietto, 2001, 2015) e queste caratteristiche ecologiche e socio-economiche tipiche delle regioni litorali costituiscono un territorio particolarmente idoneo all'insediamento delle attività antropiche (Santana e Barroso, 2014). L'erogazione di questi servizi, infatti, permette agli ecosistemi marini costieri di contribuire a circa il 60% del valore economico totale della biosfera, raggiungendo un valore stimato di 74,5 trilioni di dollari (Costanza et al., 2014). Tuttavia, per far sì che gli ecosistemi possano garantire benefici agli esseri umani, è necessario che gli stock di capitale naturale vengano protetti attraverso azioni di conservazione efficaci (Guidetti et al., 2008; Hoffmann et al., 2018).

### 1.3 Pressioni costiere

La natura non è concessa in proprietà a nessuno, ma rimane utilizzabile da tutti (Comitato per il Capitale Naturale, 2021). Come già introdotto precedentemente, la prosperità economica e il benessere dell'uomo dipendono dalla fornitura di servizi ecosistemici da parte della natura ed in particolare dal capitale naturale, che deve presentare un buono stato per essere in grado di garantire tali servizi. Tuttavia, il sovrasfruttamento e l'erosione degli stock di capitale naturale nel tempo porta ad un grave declino dei servizi offerti dagli ecosistemi in tutto il mondo, con ampie conseguenze che comprendono la sfera ecologica, economica e sociale (de Groot et al., 2012). Con la pressione antropica esercitata sugli ecosistemi a livello mondiale, infatti, il 75% degli ecosistemi terrestri e il 66% degli ecosistemi marini sono stati alterati. Proseguendo con gli attuali ritmi di trasformazione del territorio, nel 2050 il 90% degli ecosistemi potrebbe presentare uno stato di deterioramento particolarmente significativo (Comitato per il Capitale Naturale, 2021). In questo contesto la comprensione delle interazioni socio-ambientali e la relazione tra ecosistemi e benessere umano diventa rilevante nella ricerca di uno sviluppo sostenibile, specialmente negli ambienti marini, dove si concentra la maggior parte del capitale naturale del mondo (Li e Fang, 2014). Le regioni costiere sono, infatti, sempre più colpite da numerose minacce, sia naturali sia causate dall'uomo, che potrebbero aumentare in futuro (Nicholls et al., 2007). L'evoluzione e le risposte alle pressioni che si verificano nelle aree costiere, a causa della loro posizione tra terra e mare, dipendono proprio dalla complessa interazione tra l'influenza umana e quella naturale (Bonaldo et al., 2018).

Le aree marino costiere sono costituite da una grande diversità biologica e proteggono dai rischi naturali. Allo stesso tempo, sono però soggette ad una pressione continua e crescente da parte delle attività economiche (Pieretti et al., 2020; Renzi et al., 2019), del conseguente sfruttamento delle risorse marine biotiche ed abiotiche (Doyen et al., 2007), dello sviluppo di diversi conflitti e del progressivo deterioramento ambientale (Kay e Alder, 1999). Tra i principali fattori di cambiamento e degrado degli ecosistemi costieri rientrano la crescita della popolazione e la relativa crescente domanda di cibo, il sovrasfruttamento degli stock ittici, l'introduzione di specie invasive, il cambiamento climatico, l'eutrofizzazione e il rilascio di rifiuti (Halpern et al., 2012; UNEP, 2006). Gli ecosistemi marini sono, quindi, severamente sfruttati dalle attività umane, le quali alterano o distruggono gli habitat naturali (Buonocore et al., 2021). Le pressioni antropiche sugli ecosistemi marini causano la perdita di biodiversità e, di conseguenza, possono compromettere la capacità

degli stock di capitale naturale marino di fornire benefici agli esseri umani (Haines-Young e Potschin, 2010; Halpern et al., 2008; Pauna et al., 2019).

La fornitura a lungo termine dei servizi ecosistemici dipende da ecosistemi marini sani, resilienti e diversi (Smith et al., 2017). Durante il secolo scorso però, ad esempio in Italia, il 30% delle praterie di *Posidonia oceanica*, importanti per la protezione delle coste dall'erosione e la regolazione del clima attraverso l'immagazzinamento di carbonio, è andato perso, con una conseguente perdita di circa 226'000 tonnellate all'anno di carbonio sequestrato (Comitato per il Capitale Naturale, 2021). Lo sfruttamento degli ecosistemi marini genera quindi sia beni e servizi, sia impatti (ad esempio, emissioni, rifiuti), per cui dovrebbero essere entrambi presi in considerazione per la proposta di quadri di valutazione multicriteriale e strategie di gestione (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2012; Wyles et al., 2014).

#### **1.4 Valutazione del capitale naturale come strumento di gestione e conservazione della biodiversità**

Lo sfruttamento sostenibile degli stock di capitale naturale è vitale, in quanto permette una fornitura continua di servizi ecosistemici nel tempo (de Groot et al., 2002) che garantiscono il benessere e le attività dell'uomo. Per mantenere il capitale naturale e, di conseguenza, i servizi da questo offerti sono necessari flussi ambientali (Paoli et al., 2018) che garantiscano gli scambi all'interno del sistema e all'esterno fra diversi sistemi.

L'Economia degli Ecosistemi e della Biodiversità (The Economics of Ecosystem and Biodiversity - TEEB) riporta come il benessere sociale e umano dipenda fortemente dalla biodiversità e dagli ecosistemi. La Convenzione per la Diversità Biologica (Convention on Biological Diversity - CBD), adottata nel 1992 al fine di tutelare la biodiversità, sostiene l'integrazione del capitale naturale e dei servizi ecosistemici nei processi decisionali, nei contesti politici, nei conti dello Stato, nei conti delle aziende, nelle scelte dei consumatori al fine di promuovere azioni e incentivi volti ad una prospettiva sostenibile.

Negli ultimi decenni, la consapevolezza dell'importanza della biodiversità per gli ecosistemi naturali e per l'economia umana è notevolmente aumentata (Buonocore et al., 2021). In particolare, la necessità di preservare la biodiversità quale componente essenziale del capitale naturale sta diventando sempre più di interesse per le politiche ambientali e le strategie di conservazione e tutela della biodiversità da parte dell'Unione Europea (UE), orientate verso una prospettiva sistemica, che fa riferimento esplicito al capitale naturale (Comitato per il Capitale Naturale, 2021).

Gestire correttamente gli ecosistemi, integrando approcci economici e metodologie a supporto delle politiche per l'uso sostenibile delle risorse e dei servizi, è attualmente una grande preoccupazione tra i decisori. Infatti, sia metodi di valutazione monetari che quelli non monetari si sono sempre più affermati nelle azioni di gestione e conservazione, così come nei processi decisionali (Kaiser e Roumasset, 2002; Lopes e Videira, 2016; Santangeli et al., 2016). L'utilizzo di un approccio ecosistemico, già definito per esempio nella Convenzioni di Helsinki (HELCOM; Helsinki 1974), di Oslo e Parigi (OSPAR; Parigi 1992) e nella Convenzione sulla diversità biologica (Convention on Biological Diversity - CBD; Rio de Janeiro 1992), collega esplicitamente lo stato dei sistemi di risorse naturali con i servizi, i beni e i benefici forniti dall'ecosistema che sostengono il benessere umano (Atkins et al., 2011; Vlachopoulou et al., 2014). Tale approccio comprende la gestione integrata delle attività umane e delle risorse naturali considerandole in ogni decisione di gestione, la conservazione della diversità biologica e dell'integrità dell'ecosistema per garantire che le specie e i beni forniti dall'ambiente possano continuare a essere sostenuti, l'applicazione delle migliori conoscenze scientifiche disponibili sull'ecosistema e sulle sue dinamiche, l'uso sostenibile delle risorse per garantire la loro disponibilità per le generazioni future e che gli esseri umani siano componenti integranti degli ecosistemi che non dovrebbero essere considerati separatamente.

Tuttavia, nonostante gli sforzi fatti da molti paesi a seguito della Strategia mondiale della biodiversità 2011-2020, approvata nella 10° Conferenza delle Parti (COP) della CBD, è evidente il mancato raggiungimento di parte degli obiettivi identificati nel 2010 per arrivare a bloccare i trend di perdita di biodiversità entro il 2020 (Comitato per il Capitale Naturale, 2021). Il Quarto Rapporto sullo stato del Capitale Naturale, predisposto tra novembre 2020 e marzo 2021 dal Comitato Capitale Naturale, riporta come la biodiversità stia affrontando un declino ad un livello senza precedenti e come le pressioni che guidano questo declino si stiano intensificando. Sono, allora, necessarie azioni più incisive ed efficaci, nonché maggiormente integrate con altre tematiche, a livello internazionale e nazionale, per poter recuperare la perdita verificata e mantenere il capitale naturale attualmente esistente (Comitato per il Capitale Naturale, 2021) nel tempo per le generazioni future, in un'ottica di gestione sostenibile delle risorse. A tal proposito, la Strategia dell'UE sulla Biodiversità per il 2030 (Commissione Europea, 2020), seguendo le linee proposte per l'EU Green Deal, si pone come strumento di protezione, conservazione e ripristino della biodiversità e rafforza il concetto di capitale naturale descrivendolo come un fattore centrale per il futuro delle popolazioni attuali e future. In particolare, in questa strategia, si fa riferimento alla necessità di evitare il deterioramento dello stato di conservazione di tutti gli habitat e delle specie protette,

assicurando che almeno il 30% delle specie e degli habitat il cui attuale stato di conservazione non è soddisfacente lo diventi o mostri una netta tendenza positiva (Comitato per il Capitale Naturale, 2021). Nell'ottica dell'EU Green Deal prevenire la perdita di biodiversità rappresenta una delle priorità per prevenire la perdita di servizi ecosistemici soprattutto negli ambienti sottoposti a pressioni che alterano lo stato di salute e conservazione degli habitat e delle specie presenti. Sono, quindi, necessari interventi atti a favorire la sopravvivenza e la funzionalità degli ecosistemi e a massimizzare i servizi ecosistemici forniti. Un esempio è rappresentato dall'Italia che, essendo caratterizzata da un'elevata diversità climatica ed ecosistemica (Capotorti et al., 2012), costituisce il più alto tasso di biodiversità d'Europa, ma presenta uno stato di salute complessivo degli ecosistemi e della biodiversità in declino (Comitato per il Capitale Naturale, 2021; Falcucci et al., 2007). La Strategia Nazionale per la Biodiversità (SNB) 2020 prevedeva 11 obiettivi specifici e 23 priorità di intervento, il cui scopo principale era costituito dalla tutela della biodiversità e delle sue differenti componenti biotiche ed abiotiche, con conseguente influenza diretta o indiretta sullo stato del capitale naturale e sui servizi ecosistemici. Per far ciò, la maggior parte delle amministrazioni regionali e provinciali hanno adottato norme e piani atti a contrastare la frammentazione territoriale attraverso la salvaguardia della connettività ecologica. Evitare la frammentazione del territorio e del paesaggio è fondamentale per proteggere, conservare e migliorare il capitale naturale e influenzare positivamente la resilienza e la capacità degli habitat di fornire servizi ecosistemici soprattutto quando, come nel caso italiano, quasi il 35% del territorio nazionale risulta classificato in zone ad elevata o molto elevata frammentazione (Comitato per il Capitale Naturale, 2021). Infatti, su 85 tipologie di ecosistemi italiani, 29 risultano ad alto rischio, e tra questi rientra la fascia costiera. Partendo dal bilancio finale della SNB 2020, la nuova SNB al 2030, in coerenza con la Strategia dell'UE sulla Biodiversità 2030, prosegue il percorso verso l'obiettivo internazionale finale di garantire che entro il 2050 tutti gli ecosistemi del pianeta siano ripristinati, resilienti e protetti nel modo adeguato, mirando in particolare alla creazione di nuove aree protette e al ripristino degli ecosistemi terrestri e marini degradati.

L'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura (FAO) ricorda che gli oceani, i mari e le zone costiere forniscono risorse fondamentali per il benessere umano. Tra i beni e i servizi offerti dagli ecosistemi costieri vi sono beni intangibili (e.g., biomassa), servizi biofisici (e.g., decomposizione di materia organica, interazioni fra organismi, controllo da erosione e protezione dei litorali) e servizi relazionali (e.g., identità e relazioni sociali che dipendono dal paesaggio all'interno del quale la società vive) (FAO, <https://www.fao.org>).

Inoltre, nello stesso anno della SNB 2020, l'attuazione della Direttiva Quadro per la Strategia Marina (Marine Strategy Framework Directive - MSFD; 2008/56/CE) con D.Lgs. 190/2010, ha permesso l'elaborazione di strategie per l'ambiente marino e l'adozione di misure necessarie a conseguire e a mantenere un buono stato ambientale (Good Environmental Status - GES) entro il 2020 attraverso l'utilizzo di un approccio ecosistemico. Nell'ambito della MSFD, e in accordo con quanto precedentemente previsto dalla Direttiva Quadro Acque (Water Framework Directive-WFD; 2000/60/EC), sono state effettuate valutazioni iniziali dello stato ambientale e dell'impatto delle attività antropiche sull'ambiente marino grazie anche allo sviluppo di programmi di monitoraggio per habitat e specie. Con l'aiuto di queste direttive, nel corso degli ultimi decenni è cresciuto, quindi, l'interesse e la necessità di strumenti in grado di valutare il valore degli stock di capitale naturale per comunicare l'importanza degli ecosistemi e dei servizi che questi offrono ai manager locali e ai decisori politici. Tuttavia, per proteggere e gestire efficacemente le risorse naturali su scala locale, regionale e nazionale, i decisori richiedono dati quantitativi sul valore degli stock di capitale naturale (Norton et al., 2018).

L'importanza di effettuare quantificazioni biofisiche e stime monetarie per misurare da un lato i costi ambientali associati alla perdita della biodiversità, dall'altro i benefici ottenuti per il benessere umano è stata riconosciuta nell'ambito delle Nazioni Unite, attraverso la definizione degli obiettivi di sviluppo sostenibile dell'Agenda 2030 (Sustainable Development Goals - SDGs) e dal Piano Strategico 2011-2020 per la Biodiversità (CBD). Per adempiere agli obiettivi proposti nell'ambito di questi piani gestionali si è affermata sempre più l'importanza di valutazioni integrate di capitale naturale, servizi ecosistemici e valore dei benefici ambientali (Hooper et al., 2019). Nonostante ciò, la maggior parte delle applicazioni sono state effettuate per ambienti terrestri, e ci sono significative lacune di dati che ostacolano le valutazioni integrative del capitale naturale marino (Liquete et al., 2013). Conti del capitale naturale marino sono stati sviluppati in Australia (Australian Bureau of Statistics, 2017), Svezia (Steinbach, 2017), Costa Rica (Gutierrez-Espeleta, 2017), Paesi Bassi (Ruijs et al., 2018) e Regno Unito (Office for National Statistics, 2016; Thornton et al., 2019). In Italia, seguendo le linee guida della SNB per il 2020, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare italiano (MATTM) ha proposto un programma di ricerca, intitolato "Contabilità ambientale nelle aree marine protette italiane", con lo scopo di effettuare una valutazione biofisica ed economica degli stock di capitale naturale e dei flussi di servizi ecosistemici (Franzese et al., 2015) per sviluppare un sistema di contabilità ambientale per tutte le Aree Marine Protette (AMP). Per la realizzazione degli obiettivi del programma è stato elaborato un modello di contabilità ambientale

biofisica e trofodinamica (Vassallo et al., 2017) e applicato in alcune AMP italiane (Buonocore et al., 2019; Franzese et al., 2017; Paoli et al., 2018; Picone et al., 2017). La caratterizzazione trofodinamica degli habitat bentonici e la valutazione dei flussi ambientali che sostengono la generazione e il mantenimento di stock di capitale naturale sono particolarmente complesse a causa dell'apertura degli ecosistemi marini. Per queste ragioni, l'applicazione del modello proposto richiede ampie campagne di rilevamento e campionamento per l'acquisizione, l'elaborazione e l'analisi dei dati (Vassallo et al., 2017). Successive applicazioni del modello sono state realizzate sia in siti interni alle AMP sia esterni con l'intento di descrivere lo stato di alcuni habitat marino costieri sottoposti a pressioni naturali e antropiche (Dapueto et al., 2020; Rigo et al., 2020, 2021). L'approccio utilizzato sui sistemi è di tipo analitico e pensa alla natura (Bateman et al., 2020; Dasgupta, 2021; HM Government, 2018, 2020; Hooper et al., 2019; Natural Capital Committee, 2014, 2018; UK National Ecosystem Assessment, 2014) basandosi su un approccio ecosistemico, che si concentra sulle risorse del capitale naturale (quantità, condizione e sostenibilità), sui loro flussi nel sistema e sui benefici sociali ed economici che forniscono (Erhard et al., 2016; Haines-Young e Potschin, 2018; Hooper et al., 2019; Maes et al., 2013; Natural Capital Committee, 2014; TEEB, 2010).

L'importanza della valutazione del capitale naturale e dei servizi ecosistemici viene sottolineata anche nella nuova SNB dell'UE per il 2030. Per raggiungere i nuovi obiettivi devono essere sempre più incentivate valutazioni biofisiche ed economiche del valore del capitale naturale e dei servizi ecosistemici, cruciali per trasmettere l'importanza delle risorse naturali ai manager e ai responsabili politici che supportano lo sviluppo e l'attuazione di politiche e strategie orientate alla conservazione del capitale naturale e alla fornitura sostenibile di servizi ecosistemici (Börger et al, 2014; Buonocore et al., 2018; Christie et al., 2015; Franzese et al., 2015; Geange et al, 2019; Pauna et al., 2018).

#### **1.4 Scopo del lavoro**

Questo progetto di dottorato propone il raggiungimento di due obiettivi: 1. quantificazione e valutazione della distribuzione spaziale del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali che caratterizzano gli habitat marino costieri del Mar Ligure e 2. analisi delle relazioni che intercorrono tra la distribuzione del valore e alcune variabili naturali e antropiche che possono influenzare la capacità del sistema naturale di generare capitale naturale e flussi ambientali. In questa tesi sono state applicate le metodologie, riconosciute dal MATTM e già utilizzate in studi all'interno di AMP liguri (Paoli et al., 2018), lungo l'intera fascia costiera ligure.

Il fine è quello di fornire una valutazione dello stato attuale della fascia marino costiera ligure mediante lo studio delle capacità degli ecosistemi costieri di generare capitale naturale e flussi ambientali che permettano il mantenimento dei sistemi naturali, delle attività antropiche e del benessere umano. L'analisi consente di identificare le risorse presenti lungo la zona costiera considerata in modo da permettere una visione d'insieme del funzionamento del sistema. Inoltre, al fine di proteggere, recuperare, mantenere e gestire i valori biologici ed ecologici presenti lungo la fascia costiera, promuovendo un uso sostenibile delle risorse, si propone di integrare diverse metodologie che consentano di sviluppare un modello che identifichi come una serie di pressioni naturali e antropiche possano influenzare i valori di capitale naturale e flussi ambientali lungo la zona costiera e consenta l'individuazione dell'eventuale vulnerabilità a cui il sistema è soggetto.

In particolare, per quantificare il capitale naturale e i flussi ambientali necessari a supportare la fascia marino costiera ligure, è stata applicata l'analisi emergetica, metodologia termodinamica che si basa sull'inventario di tutte le risorse che hanno permesso di ottenere un prodotto o mantenere un processo; per questo motivo può essere intesa come una sorta di "memoria energetica".

Oltre agli aspetti biofisici, l'analisi emergetica è in grado di considerare anche quelli monetari affinché possa essere espresso quanto la natura spenda in termini monetari per produrre le risorse e per mantenere un determinato processo.

Inoltre, al fine di garantire una gestione sostenibile dell'area, così come richiesto nelle linee guida internazionali, è stato necessario effettuare uno studio che integri la situazione ed il funzionamento dei servizi naturali e quanto questi siano in grado di resistere ad eventuali pressioni. A tal proposito sono state individuate diversi tipi di variabili, naturali e antropiche (qui definite 'forzanti'), che insistono lungo l'arco costiero ligure sia direttamente che indirettamente e che possono alterare un sistema naturale e, conseguentemente, incidere sia positivamente sia negativamente sul valore di capitale naturale e flussi ambientali ad esso connessi. Poiché le pressioni umane, così come quelle naturali, hanno per definizione una componente spaziale, l'utilizzo della cartografia è da sempre considerato essenziale per l'analisi e la gestione ambientale (Bock et al., 2005; White et al., 1992). Attraverso un'analisi spaziale ed una elaborazione dei dati è stato possibile determinare la loro distribuzione e la loro intensità lungo la fascia costiera ligure. Successivamente, mediante un'analisi di regressione (Random Forest), è stata analizzata la possibile dipendenza tra la presenza di determinate forzanti e il valore di capitale naturale e flussi ambientali calcolati precedentemente. La capacità delle analisi di regressione è quella di costruire un modello che permetta di prevedere i valori di una variabile dipendente, in questo caso il capitale e i flussi calcolati, a partire da valori di

una o più variabili indipendenti, le forzanti (Lewis-Beck, 1993). In particolare, sono stati creati quattro scenari predittivi diversi a seconda del tipo di forzante che insiste sulla fascia costiera, in modo tale da indagare quanto la presenza o assenza di alcune forzanti possa influenzare i valori di capitale naturale e flussi calcolati. Per il raggiungimento di questo obiettivo, è stata inoltre effettuata un'indagine dell'influenza delle forzanti sul valore di capitale naturale mediante la somministrazione di questionari ad esperti dell'ambito degli studi marino costieri utilizzando il metodo Delphi. Lo scopo è quello di poter effettuare un confronto tra i risultati ottenuti mediante una valutazione oggettiva (Random Forest) e una valutazione soggettiva (questionari).

Lo sviluppo di questa tesi di dottorato ha permesso di delineare lo stato attuale della fascia marino costiera ligure in termini di capitale naturale e flussi ambientali e propone uno spunto di riflessione da tenere in considerazione nel caso si volessero sviluppare strumenti e pratiche di gestione ambientale. Assegnare valori ai beni che costituiscono gli ecosistemi è un processo importante quando si prendono decisioni sulla loro salvaguardia, perché comporta compromessi tra le sfere ambientale, sociale ed economica che influenzano il benessere umano in modi diversi (Costanza et al., 2017). Pertanto, la quantificazione del capitale naturale e l'influenza da forzanti può potenzialmente aumentare l'efficienza sociale nei processi decisionali nelle zone costiere, supportando i responsabili politici nella valutazione dei *trade off* e delle sinergie della gestione basata sugli ecosistemi (Torres e Hanley, 2017).

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.2 Area di studio

#### 2.2.1 La regione Liguria

L'area interessata dallo studio comprende la zona costiera della Liguria (Figura 1), regione dell'Italia settentrionale confinante con la Francia a ovest, con il Piemonte a nord-ovest, con l'Emilia-Romagna a nord-est e con la Toscana ad est e antistante il mar Ligure a sud.

La Liguria è la terza regione meno estesa d'Italia, dopo la Valle d'Aosta ed il Molise, con una superficie di 5'422 km<sup>2</sup>, costituendo l'1,8% del territorio nazionale e ha una popolazione di 1'658'500 abitanti. Comprende quattro province: Genova, Imperia, La Spezia e Savona.

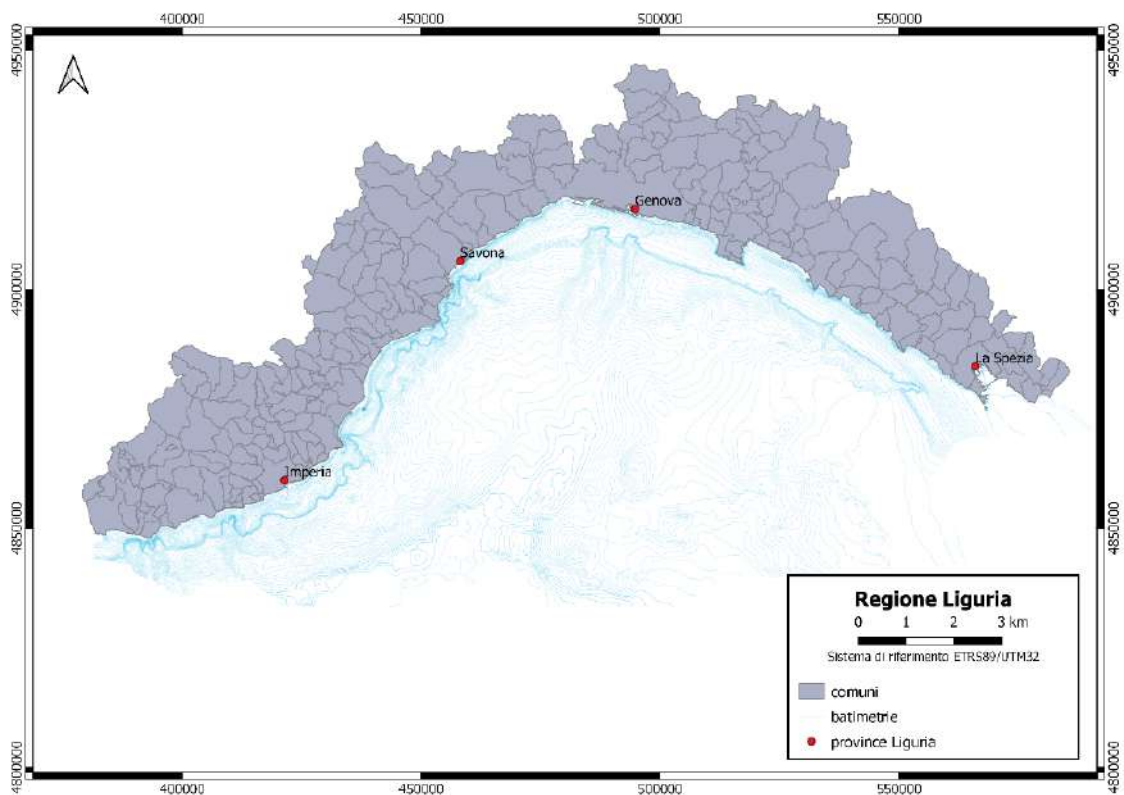


Figura 1. Regione Liguria (realizzato con QGIS versione 3.10.9)

#### 2.2.2 Il paesaggio marino costiero della Liguria

L'ambiente marino costiero ligure presenta una realtà estremamente diversificata e peculiare nel panorama mediterraneo ospitando ambienti vulnerabili da salvaguardare e una preziosa biodiversità (Regione Liguria, 2020). Alcune specie animali e vegetali che colonizzano i fondali rivestono, infatti, particolare importanza per la loro capacità di creare paesaggi e strutture complesse in grado di accogliere, a loro volta, una ricca comunità biologica (Bollito, 2017).

Essendo costituita da una piattaforma continentale molto stretta, la Liguria si contraddistingue per una ripidità dei fondali già da pochi chilometri da costa. Fino ai 20 m di profondità si instaura la tipica vegetazione ligure costituita da prati algali e fanerogame marine, quali ad esempio *Posidonia oceanica* (L.) Delile e *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson. Sotto i 35 m, dove l'energia luminosa diventa insufficiente per la sopravvivenza dei vegetali sottomarini, si instaurano colonie di gorgonie che costituiscono il coralligeno, briozoi e spugne (Bianchi e Peirano, 1995).

### **2.2.3 Antropizzazione delle coste della Liguria**

La regione Liguria appare caratterizzata da un forte contrasto tra una costa fittamente urbanizzata e infrastrutturata ed un entroterra rurale poco popolato. Il suo carattere montuoso ha reso necessarie numerose opere di trasformazione del territorio quali cavalcavia, viadotti, gallerie (Salmona e Verardi, 2001).

La Liguria rappresenta, infatti, una delle aree più urbanizzate della costa mediterranea e occupa una posizione centrale rispetto al traffico marittimo commerciale (Cattaneo-Vietti et al., 2010).

Questa regione presenta un esteso sviluppo antropico costiero in relazione all'estensione complessiva del territorio. La maggior parte dell'insediamento abitativo, industriale e turistico si colloca lungo la fascia costiera fin dall'inizio degli anni '60 (Bianchi e Peirano, 1995). Lungo costa si concentra, infatti, la maggior parte delle attività antropiche, che rappresentano la forza trainante per le attività socio-economiche liguri.

Inoltre, già da metà Ottocento, il turismo ha determinato un rilevante cambiamento sia del paesaggio costiero che dell'immagine della Liguria. Esso ha prodotto vantaggi economici consistenti e diffusi, ma allo stesso tempo ha portato a un grande sviluppo di insediamenti turistici, alberghi, seconde case, stabilimenti balneari e porti turistici che hanno artificializzato una quota considerevole del litorale (Bollito, 2017; Callegari, 2003; Salmona and Verardi, 2001) e comportato un impatto ambientale con conseguenti fenomeni di erosione costiera e degrado degli ecosistemi. L'antropizzazione del tratto costiero e del primo entroterra ha profondamente mutato l'assetto della vegetazione, caratterizzato oggi da formazioni di macchia mediterranea, ma anche da vegetazione esotica introdotta per fornire pregio decorativo all'interno di parchi e giardini.

Diverse pressioni si verificano anche in ambiente marino costiero, fra le quali il trasporto marittimo, le attività di pesca e l'apporto di rifiuti marini derivati dalle aree altamente popolate (Bo et al., 2014; Relini, 1972a; 1972b; Relini et al., 1989). Impatti locali lungo costa associati a queste pressioni possono causare fenomeni di regressione e soffocamento diffuso per habitat sensibili come le

praterie di fanerogame (Montefalcone et al., 2007; Peirano et al., 2005), le spugne e le scogliere di coralligeno (Kühn et al., 2015; Richards e Beger, 2011). È stato dimostrato come il declino di questi habitat sia, infatti, una risposta alle pressioni umane, che provocano cambiamenti nella qualità dell'acqua (Cancemi et al., 2003; Delgado et al., 1997, 1999; Dimech et al., 2000; Ruíz et al., 2001), erosione meccanica (Francour et al., 1999; García Charton et al., 1993; Martín et al., 1997; Milazzo et al., 2002, 2004; Sánchez Lizaso et al. 1990) o la sepoltura delle fanerogame (Fernández Torquemada e Sánchez Lizaso 2005; González Correa et al., 2008; Manzanera et al., 1998). Un esempio è riportato dalla regressione delle praterie di *Posidonia oceanica*, per cui si è assistito ad una perdita delle loro superfici di circa il 30% durante il periodo di rapido sviluppo urbano e industriale lungo la costa ligure negli anni tra il 1910 e 1990 (Bianchi e Peirano, 1995; Burgos et al., 2016; Peirano e Bianchi 1997).

Effetto di questi impatti è la frammentazione degli habitat, un processo in cui estensioni continue di habitat sono ridotte a piccole macchie isolate, che influenza drammaticamente l'integrità dell'ecosistema sia nei paesaggi terrestri che in quelli acquatici (Farina, 1998; Hovel, 2003) della Liguria. La frammentazione e la perdita dell'habitat rappresentano, tuttavia, solo una fase relativamente breve di un processo di degradazione più ampio, dagli ecosistemi naturali ai paesaggi dominati dall'uomo (Tabarelli e Gascon, 2005), e sono quindi considerati come le maggiori minacce alla diversità biologica sulla Terra negli ultimi decenni, inducendo cambiamenti che possono interrompere i processi che mantengono il funzionamento degli ecosistemi (Larsen et al., 2008).

La fascia costiera ligure presenta, perciò, diversi punti di fragilità perché esposta a processi di erosione naturale ma anche a impatti antropici. Questo rende la costa un'area complessa sotto molti punti di vista: geografico, ecologico, socio-economico.

#### **2.2.4 Ruolo delle Aree Marine Protette nei regimi di protezione degli habitat costieri**

Le aree protette e le riserve naturali sono strumenti di gestione chiave per affrontare la perdita di biodiversità in ambienti terrestri, d'acqua dolce e marini (Campbell e Hewitt, 2006). Le Aree Marine Protette (AMP) vengono istituite per gestire le attività umane dal punto di vista legale o normativo e per proteggere le risorse naturali (Dalton, 2004). In numerosi studi le AMP si sono dimostrate uno strumento efficace per proteggere le risorse marine dall'eccessivo sfruttamento e, in generale, da pressioni antropiche (Edgar et al., 2014; Kaplan, 2009; Mesnildrey et al., 2013).

Un'AMP è una zona di mare circoscritta costituita da ambienti marini, acque, fondali e relativi tratti di costa, di particolare pregio dal punto di vista naturale, geomorfologico, fisico, biochimico e

paesaggistico. L'istituzione di un'area protetta persegue l'obiettivo principale di valorizzare e tutelare le caratteristiche naturali, chimiche, fisiche e della biodiversità marina e costiera. Ma al tempo stesso è volta a favorire, promuovere e sviluppare le attività di ricerca e la fruizione a fini scientifici, culturali, sociali, educativi e didattici, tenendo anche conto delle attività tradizionalmente nell'ottica di uno sviluppo sostenibile (<https://www.mite.gov.it/pagina/aree-marine-protette>).

La definizione e l'istituzione delle AMP in Italia sono previste da due leggi nazionali: Disposizioni per la difesa del mare (L. n. 979 del 31 dicembre 1982) e Legge Quadro sulle Aree Protette (L. n. 394 del 6 dicembre 1991). Dal 1986 sono state istituite 27 AMP, oltre a 2 parchi sommersi, che tutelano complessivamente circa 228'000 ha di mare e circa 700 km di costa (Figura 2 a). Inoltre, vi sono 17 AMP di prossima istituzione (Figura 2 b). Oltre alle AMP nazionali sono presenti lungo il territorio italiano anche aree protette istituite a livello regionale.

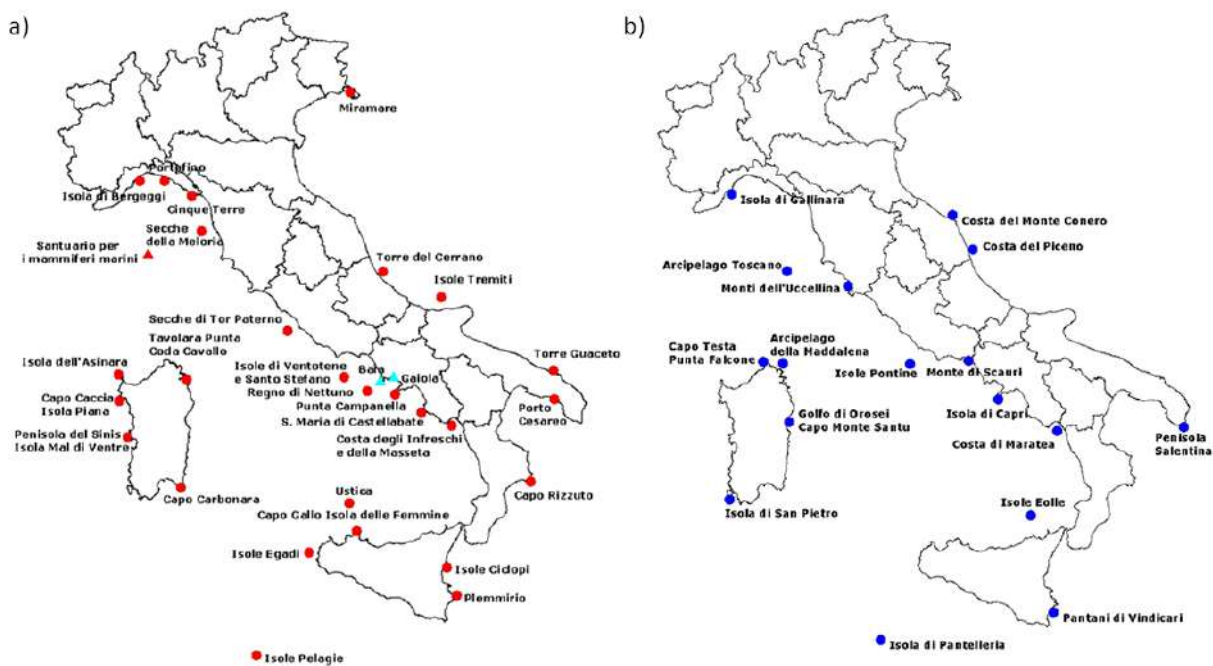


Figura 2. Aree Marine Protette presenti in Italia (<https://www.mite.gov.it/>)

Le AMP di istituzione nazionale sono suddivise in tre tipologie di zone con diversi gradi di tutela:

- zona A, riserva integrale: interdetta a tutte le attività che possano arrecare danno o disturbo all'ambiente marino, generalmente di ridotta estensione. Qui ricadono gli habitat di maggior valore ambientale dell'AMP e vi viene assicurata la massima protezione, applicando in modo rigoroso i vincoli stabiliti dalla legge. In tale zona sono consentite, in genere, unicamente le attività di ricerca scientifica e le attività di servizio;
- zona B, riserva generale: sono consentite, spesso regolamentate e autorizzate dall'organismo di gestione, una serie di attività che, pur concedendo una fruizione ed uso

sostenibile dell'ambiente, influiscono con il minor impatto possibile. Anche le zone B di solito non sono molto estese;

- zona C, riserva parziale: rappresenta la fascia tampone tra le zone di maggior valore naturalistico e i settori esterni all'area marina protetta. Sono qui consentite e regolamentate dall'organismo di gestione, oltre a quanto già consentito nelle altre zone, le attività di fruizione ed uso sostenibile dei servizi forniti dagli ecosistemi marini, di modesto impatto ambientale. La maggior estensione dell'AMP in genere ricade in zona C.

In ciascuna AMP vige un regolamento che definisce e disciplina i divieti e le eventuali deroghe in funzione al grado di protezione necessario per la tutela degli ecosistemi di pregio. La Legge 394/91 art. 19 individua le attività vietate nelle AMP, ovvero quelle che possono compromettere la tutela delle caratteristiche dell'ambiente oggetto della protezione e delle finalità istitutive dell'area. I decreti istitutivi delle AMP, considerando la natura e le attività socio-economiche dei luoghi, possono però prevedere alcune eccezioni (deroghe) ai divieti stabiliti dalla L. 394/91, oltre a dettagliare in modo più esaustivo i vincoli. Questo accade in quei luoghi in cui vi è una consolidata storia sociale ed economica, per cui è necessario far integrare gli aspetti di protezione con gli aspetti di sviluppo sostenibile. A tal proposito si rimanda ai singoli decreti istitutivo o eventuale successivo decreto di modifica e, laddove presente, al regolamento, per ognuna delle AMP. In generale la legge 394/91 vieta nelle aree marine protette: la cattura, la raccolta e il danneggiamento delle specie animali e vegetali nonché l'asportazione di minerali e di reperti archeologici; l'alterazione dell'ambiente geofisico e delle caratteristiche chimiche e idrobiologiche delle acque; lo svolgimento di attività pubblicitarie; l'introduzione di armi, di esplosivi e ogni altro mezzo distruttivo e di cattura; la navigazione a motore; ogni forma di scarica di rifiuti solidi e liquidi.

In Liguria, oltre a 26 siti di importanza comunitaria, le aree marine tutelate, incluse in aree protette nazionali o regionali, sono sei: Portofino, Cinque Terre, Isola Gallinara, Isola di Bergeggi, Capo Mortola e Porto Venere. Isola di Bergeggi, Portofino e Cinque Terre sono AMP di competenza nazionale già istituite come previsto dalla legge nazionale per la difesa del mare (legge n.979 del 1982). L'Isola Gallinara è, invece, in corso di istituzione, mentre Portovenere e Capo Mortola sono aree protette di competenza regionale e solo di recente sono entrate in funzione.

In questo studio sono state prese in considerazione le aree protette attualmente in vigore, ovvero Capo Mortola, Bergeggi, Portofino, Cinque Terre e Portovenere (Figura 3), per il calcolo del capitale naturale marino costiero e dei flussi ambientali che caratterizzano l'interno delle AMP. La scelta ricade nel fatto che queste aree sono soggette a regolamentazione delle attività e, quindi, in grado

di fornire risposte differenti nel valore di capitale naturale da zone esterne dove si può verificare una maggiore influenza a causa della presenza di insediamenti antropici. Si riporta in seguito una breve descrizione della regolamentazione delle attività per queste aree.

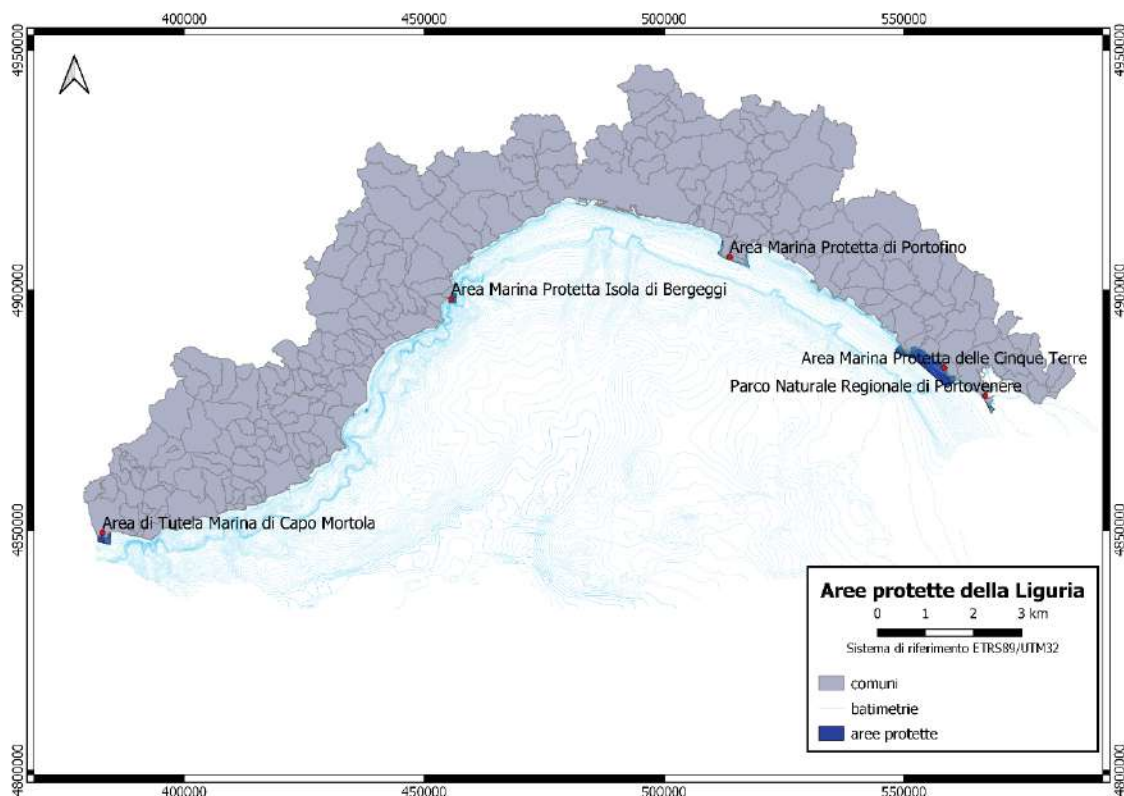


Figura 3. Mappa delle aree protette della Liguria considerate ai fini della realizzazione del progetto di tesi (realizzata con QGIS 3.10.9)

### **Capo Mortola**

La Legge Regionale n. 31 del 27 marzo 2000 ha istituito l'Area Protetta regionale "Giardini Botanici Hanbury" comprendente un'area nel comune di Ventimiglia entro cui ricade il complesso di proprietà statale dato in concessione gratuita perpetua all'Università degli Studi di Genova con Decreto del Ministero delle Finanze n. 74907 del 14 aprile 1999, altre proprietà private e pubbliche, nonché un tratto di mare prospiciente. La parte a mare dell'Area Protetta, denominata Area di Tutela Marina di Capo Mortola, è stata approvata dal Consiglio Regionale il 28/09/2018. Quest'area non è stata suddivisa in diverse zone di protezione.

### **Area Marina Protetta dell'Isola di Bergeggi**

L'AMP nazionale dell'Isola di Bergeggi, situata in provincia di Savona, di fronte al comune di Bergeggi, è stata istituita con D.M. 7 maggio 2007 affidando la gestione all'omonimo Comune.

L'AMP ha un'estensione di 215 ha e comprende sia le acque che circondano l'isola, sia il tratto di mare di fronte al comune di Bergeggi (Punta Predani).

### ***Area Marina Protetta di Portofino***

L'AMP di Portofino è stata istituita con decreto del Ministero dell'Ambiente il 26 aprile 1999 e si estende attorno all'omonimo promontorio compreso nei comuni di Camogli, Portofino e S. Margherita Ligure. Attualmente è in corso di valutazione, su espressiva richiesta degli stessi comuni della riserva, presso la Camera dei deputati, la proposta di trasformare il parco regionale di Portofino in area nazionale, accorpando nei nuovi confini territoriali anche l'AMP.

L'elevata biodiversità ha fatto in modo che nel 2005 l'AMP di Portofino conseguisse lo status di ASPIM, attribuito dal RAC/SPA (Regional Activity Centre for Specially Protected Areas) di Tunisi, prima in Italia insieme al Santuario dei Cetacei. L'AMP ospita il sito NATURA 2000 "SIC IT1332674 – Fondali Monte Portofino". Inoltre, a conferma del rilevante interesse scientifico dell'area, nel 2007 è anche stata individuata come nuovo sito della Rete Italiana di ricerche ecologiche di lungo termine (Long Term Ecological Research, LTER).

### ***Area Marina Protetta delle Cinque Terre***

L'AMP nazionale delle Cinque Terre è stata istituita con il decreto del Ministero dell'Ambiente del 12 dicembre 1997 nel tratto di costa tra Punta Mesco a ovest e Punta di Montenero a est, di fronte al Parco nazionale delle Cinque Terre. Comprende i Comuni di Riomaggiore, Vernazza, Monterosso e, per una piccola porzione, Levanto.

### ***Area Protetta di Portovenere***

L'Area di Tutela Marina del Parco Naturale Regionale di Portovenere comprende la parte sud-occidentale dell'isola Palmaria, le isole del Tino e del Tinetto e la prateria di *Posidonia oceanica* presente nel canale che separa Portovenere dall'Isola Palmaria. Le regole che disciplinano la fruizione e la delimitazione dell'area di tutela marina sono contenute nel Piano del Parco (D.C.R. n. 38 del 11.10.2007) e nel Regolamento per l'organizzazione e la gestione dell'area di tutela marina. L'area non è suddivisa in zone di protezione, tuttavia è soggetta a limitazioni regolamentate dall'ente gestore.

## 2.3 Metodologie di base

### 2.3.1 Analisi spaziali

La cartografia è tradizionalmente considerata essenziale per l'analisi e la gestione degli ambienti naturali, in quanto le pressioni umane che insistono su di essi hanno, per definizione, una componente spaziale. Infatti, comprendere le relazioni tra le molteplici pressioni umane e lo stato degli ecosistemi è fondamentale per sviluppare piani territoriali il cui obiettivo principale è la visualizzazione cartografica dei risultati delle diverse alternative gestionali (Parravicini et al., 2012). Attualmente i sistemi GIS (*Geographic Information System*) rappresentano un importante strumento di supporto alle decisioni in ambito territoriale, con applicazione in svariati settori. Un GIS è un insieme organizzato di hardware, software, dati, procedure e persone. Attraverso un sistema computerizzato permette l'acquisizione, la registrazione, l'analisi, la visualizzazione e la restituzione di informazioni derivanti da dati georeferenziati. Il supporto di base per la gestione dei dati nei sistemi GIS è costituito dalla cartografia numerica, dove l'elemento base è l'insieme delle coordinate che contiene in forma implicita la sua visualizzazione sotto forma di disegno, a differenza della cartografia tradizionale dove è il disegno che contiene in forma implicita le coordinate dei punti. I dati di un sistema GIS possono essere geografici o descrittivi. I dati geografici esprimono la configurazione dei luoghi in due o tre dimensioni e possono essere organizzati secondo due diversi modelli di rappresentazione: formato raster e formato vettoriale (Figura 4).

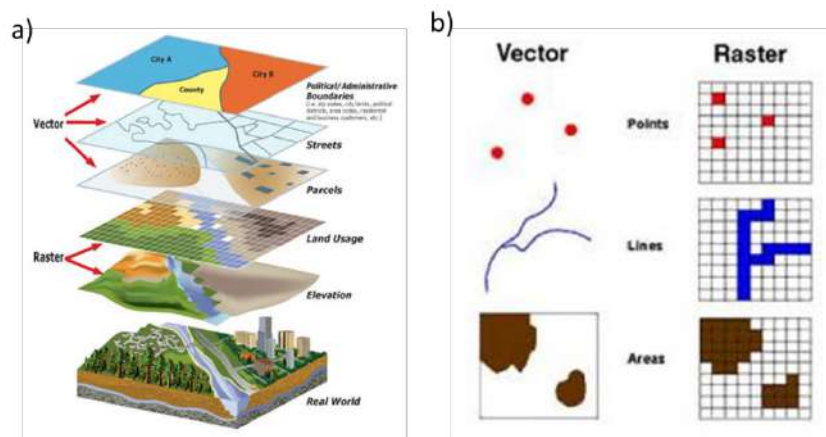


Figura 4. a) Layer: strati informativi di un GIS; b) Rappresentazione vettoriale e raster di punti, linee (archi) e aree (poligoni) (Clerici, 2012)

Nel formato vettoriale gli elementi territoriali sono rappresentati da primitive geometriche semplici (punti, linee e poligoni) e complesse (nodi e archi), memorizzati attraverso coordinate di punti significativi dell'oggetto, ai quali sono associati dati descrittivi o attributi (e.g., metrici, grafici).

Nel formato raster, invece, vi è una distribuzione spaziale continua, in cui le entità geografiche sono rappresentate da una matrice di celle (*pixel*), a ciascuna delle quali è associato un dato alfanumerico. Questi due formati sono complementari e, quindi, impiegati simultaneamente in molte applicazioni. Dati geografici e descrittivi sono corredati di informazioni relative ai dati stessi (*metadata*), come descrizioni sui tempi e le modalità d'acquisizione, sull'accuratezza e la precisione, sul significato degli attributi, sulle norme di utilizzo, ecc.

### **2.3.1.1 Quantum GIS (QGIS)**

QGIS (*Quantum GIS*) è un software GFOSS (*Geographical Free and Open Source Software*) progettato dalla *Open Source Geospatial Foundation (OSGeo)*, organizzazione no-profit la cui missione è di sostenere e promuovere lo sviluppo collaborativo di tecnologie aperte e dati geospaziali.

QGIS è un software gratuito e disponibile attualmente per diverse piattaforme: Linux, Unix, Windows e Mac OS X. Supporta diversi formati di dati vettoriali e raster, permette connessioni a Geo Database e ha la possibilità di aggiungere facilmente diversi plugin.

QGIS offre molte delle comuni funzionalità GIS grazie alle sue caratteristiche di base e ai plugin, riassunte nelle seguenti categorie: visualizzazione dati, creazione, modifica, gestione, esportazione e georeferenziazione dati, analisi dei dati spaziali, esplorazione dati e composizione mappe, pubblicazione di mappe su internet, estensione delle funzionalità di QGIS attraverso i plugin, plugin nativi (e.g., plugin di GRASS) ed esterni in Python, console Python.

Uno dei formati di file vettoriali più diffusi e utilizzato nel presente lavoro è lo Shapefile ESRI supportato dalla libreria OGR. Uno dei formati raster più diffusi e supportati dalla libreria GDAL, è il GEOTiff.

In questo lavoro è stato utilizzato QGIS (versione 3.10.9) per l'estrazione, l'elaborazione dati e la rappresentazione finale dei risultati. Data la necessità di impostare un sistema di riferimento univoco per tutti i dati per la creazione di mappe in QGIS è stato utilizzato il sistema di riferimento ETRS89-ETRF89 con rappresentazione cartografica UTM32, come proposto dall'Istituto Geografico Militare (IGM, 2016). ETRS89-ETRF89 è un sistema di riferimento geodetico adottato a livello europeo, solidale al moto della placca media Europea. Come adottato dal comitato *European Petroleum Survey Group (EPSG)* è stato utilizzato in questo lavoro il codice 25832 per identificare in modo univoco i sistemi di riferimento e le relative proiezioni adottati nelle varie realtà nazionali e internazionali.

Per questo lavoro di tesi sono stati utilizzati principalmente dati in formato vettoriale, svolgendo su questi operazioni con QGIS. Fra i possibili comandi impiegati vi sono:

- *Strumenti di Geoprocessing*: Buffer, Ritaglio, Differenza, Dissolvenza, Intersezione, Unione, Eliminazione di poligoni selezionati;
- *Strumenti di Geometria*: Raggruppamento geometrie, Da parti multiple a parti singole; Controllo validità; Aggiungi attributi alla geometria;
- *Strumenti di gestione Dati*: Unione attributi per posizione.

Tuttavia, in alcuni casi sono stati anche utilizzati i comandi per i dati in formato raster, da cui sono state selezionate le seguenti voci:

- *Georeferenziazione*;
- *Analisi*: Esposizione;
- *Estrazione*: Ritaglio del raster con maschera;
- *Conversione*: Poligonizzazione (da raster a vettore).

Un altro comando importante utilizzato è il Costruttore di interrogazioni, che permette di definire un sottoinsieme di una tabella, tramite la clausola di condizione SQL 'WHERE', per poi visualizzarlo nella mappa ed eventualmente salvarlo come nuovo file vettoriale. Per aggiungere nuovi campi a mappe vettoriali o modificarne di esistenti, è stato invece usato il *Calcolatore di campi*. Mentre, per l'unione di dati in forma tabellare con dati spaziali, è stato effettuato un *Join Tabellare*. QGIS permette anche di individuare se i layer presentano errori topologici, ovvero errori nella relazione spaziale tra oggetti vicini o confinanti, attraverso il *Validatore topologico* che sono stati rimossi tramite *Digitalizzazione*.

### **2.3.2 Valutazione biofisico-monetaria del capitale naturale e dei flussi ambientali**

Nel 2007 è stata avviata una iniziativa internazionale denominata TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) da parte dei Ministri dell'Ambiente partecipanti al meeting del G8+5 a Potsdam (Germania) e supportato dalla Commissione Europea (TEEB, 2010) con l'obiettivo di misurare ed analizzare, su scala globale, i benefici economici derivanti dalla biodiversità, i costi riconducibili alla perdita di biodiversità e i costi necessari per la gestione e protezione del patrimonio ambientale. A tal fine, il TEEB propone lo sviluppo di metodi in grado di integrare il valore economico della biodiversità, tradizionalmente trascurato, nella politica e nella governance. Un approccio utile alla realizzazione di questo scopo propone una valutazione biofisica e monetaria del capitale naturale e dei flussi ambientali che caratterizzano i sistemi.

Il capitale naturale può essere definito come lo stock di risorse naturali che fornisce flussi, beni e servizi ecologici necessari per sostenere la vita e generare benessere (Comitato Capitale Naturale, 2017). I flussi ambientali rappresentano, invece, i flussi necessari per il mantenimento annuale del capitale naturale stesso (Paoli et al., 2018).

Nell'ambito di questa tesi, per valutare e quantificare il valore di capitale naturale e dei flussi che caratterizzano gli habitat marino costieri della Liguria, è stata applicata l'analisi emergetica.

### **2.3.2.1 Analisi emergetica**

L'analisi emergetica è una metodologia termodinamica, introdotta negli anni '80 da H.T. Odum (Odum 1983; 1996) con l'intento di analizzare come le risorse energetiche e i materiali di diversa qualità fluiscano all'interno degli ecosistemi e sostengano, direttamente e indirettamente, la crescita e lo sviluppo degli ecosistemi. Attraverso l'analisi emergetica Odum rende conto della qualità dell'energia e dell'inventario dettagliato di tutte le risorse in entrata che sostengono, direttamente o indirettamente un processo o un prodotto e convergono attraverso una catena di trasformazioni di energia e materia sia nello spazio sia nel tempo (Ulgiati e Brown, 2009).

L'analisi si basa su una prospettiva donor-side, con la quale si individua il valore associato al costo ambientale richiesto per generare stock di capitale naturale e mantenere i flussi ambientali all'interno di un sistema.

Secondo la definizione ufficiale proposta dallo stesso H.T. Odum, l'emergia viene descritta come l'energia solare totale equivalente che viene utilizzata sia direttamente sia indirettamente per produrre beni e servizi (Odum, 1996). Pertanto, maggiore è l'energia immagazzinata nella generazione di risorse naturali e di servizi ecosistemici, maggiore è il loro valore (Odum, 1988; 1996), poiché più elevato è stato il costo sostenuto dalla natura per mantenerlo. La sua unità è il solar emergy Joules (sej) (Odum, 1996) poiché esprime l'energia solare utilizzata per generare o mantenere la biomassa di tutti gli organismi all'interno dell'habitat (Paoli et al., 2018). Questo rende l'emergia una tecnica molto versatile, applicabile a sistemi sia naturali che antropici. Infatti, gli input ambientali (e.g., energia solare, vento, pioggia, flussi geotermici), vengono considerati in questa analisi allo stesso modo sia in processi naturali sia in quelli dominati dall'uomo (Brown e Ulgiati, 2004).

Per convertire i flussi energetici in energia solare vengono utilizzati dei fattori di conversione definiti Unit Emery Value (UEV), che definiscono l'energia solare equivalente necessaria per ottenere un'unità di energia (Joule) di un certo prodotto e la cui unità di misura si esprime in  $\text{sej J}^{-1}$ . L'UEV di

un prodotto è tanto più elevata quante più trasformazioni sono necessarie per ottenerlo. UEV è un indicatore di qualità ed efficienza, ma è anche molto sensibile poiché durante ogni trasformazione l'energia decresce, si disperde, mentre l'emergia cresce (Brown e Ulgiati, 1997). Attraverso l'UEV, quindi, gli input e gli output che alimentano e caratterizzano un sistema, solitamente espressi in diverse unità di misura, vengono uniformati all'unico comune denominatore dell'energia solare, motore principale di tutti i processi che si svolgono nella biosfera.

I risultati ottenuti dall'analisi emergetica possono essere poi convertiti in valori monetari equivalenti utilizzando dei fattori di conversione dati dalla combinazione di valori emergetici ed economici definita "emergy-to-money-ratio" (EMR). Tale fattore assume valori diversi per ciascuna moneta poiché rappresenta il rapporto tra il flusso emergetico di una nazione e il suo prodotto interno lordo (PIL). La conversione è espressa in sej moneta<sup>-1</sup> (sej €<sup>-1</sup> nel nostro caso). L'analisi emergetica può essere utilizzata per determinare il valore del capitale naturale ottenuto sia in termini ecologici sia monetari al fine di integrarne la valutazione nei piani di gestione, farne emergere l'importanza e consentire un efficace monitoraggio (Vassallo et al, 2009).

In questo studio, per il calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali che supportano il mantenimento del capitale stesso è stata condotta l'analisi secondo il procedimento descritto da Vassallo et al. (2017). Tale metodo si articola in tre fasi:

- a. Analisi trofodinamica: fornisce una stima della produttività primaria utilizzata per sostenere la rete trofica all'interno dell'area di studio;
- b. Contabilità biofisica: fornisce una stima del valore biofisico del capitale naturale e dei flussi ambientali attraverso l'analisi emergetica;
- c. Conversione monetaria: esprime in termini monetari il valore biofisico del capitale naturale e dei flussi ambientali.

#### **a. Analisi trofodinamica**

Questo primo passaggio prevede la modellizzazione della rete trofica che garantisce il mantenimento degli habitat marino costieri. Per far ciò, vengono individuati i principali gruppi tassonomici (e.g., Fitoplancton, Alghe, Microphytobenthos, Bryozoa, Porifera, Cnidaria, Echinodermata, Crustacea) che costituiscono gli habitat marino costieri in esame e stimate le loro biomasse in grammi di Carbonio (gC). Le biomasse, sia bentoniche che ittiche, possono essere ottenute tramite consultazione bibliografica o campionamenti. Nel caso di campionamenti, per la stima delle biomasse ittiche, ad esempio, è possibile effettuare una conversione in biomassa delle

abbondanze e delle lunghezze ottenute sperimentalmente attraverso rapporti lunghezza-peso (Froese, 1998; <https://www.fishbase.de>), tramite la seguente formula:

$$P = aL^b$$

dove

P= peso in grammi

L= lunghezza in centimetri

a, b= costanti specie specifiche ottenute da <https://www.fishbase.com> per ogni specie

I dati di biomassa di ciascun habitat bentonico ed ittico così ottenuti rappresentano l'informazione base necessaria per il calcolo della produttività primaria richiesta per generare e supportare gli stock di capitale naturale (Vassallo et al., 2017).

Il proseguimento dell'analisi energetica consiste nella suddivisione in due diverse procedure per il calcolo del valore del capitale naturale e dei flussi ambientali.

### **Capitale naturale**

La valutazione del capitale naturale include la valutazione degli stock autotrofi ed eterotrofi negli habitat presi in esame. Quindi, ad ogni habitat, viene associata una biomassa autotrofa ed una eterotrofa per unità di superficie per la componente bentonica ed ittica.

Dopodiché, la biomassa trovata può essere trasformata nella corrispondente produttività primaria che sostiene la rete trofica. In particolare, la densità totale della biomassa autotrofa ( $B_a$ ,  $gCm^{-2}$ ) di ciascun habitat viene calcolata come la somma della biomassa di tutti i produttori primari.

La biomassa dei gruppi eterotrofi ( $B$ ,  $gCm^{-2}$ ) inclusi in ciascun habitat viene convertita nella biomassa primaria richiesta per la sua generazione, utilizzando la seguente equazione basata su quella formulata da Pauly e Christensen (1995):

$$Be_i = B_i \cdot 7^{(TL_i-1)} \quad i = 1, 2, 3, \dots, n$$

dove:

$Be_i$  è la biomassa autotrofa che supporta il gruppo eterotrofo i-esimo,

$B_i$  è la biomassa,

$TL_i$  è il livello trofico del gruppo i-esimo.

Per l'applicazione di questo approccio è dunque necessario tener conto di due parametri:

- livello trofico delle specie prelevate, per il quale è stato individuato un valore relativo a ciascuna specie mediante simulazione della rete trofica (Paoli et al, 2016) o tramite dati reperiti in letteratura per quanto riguarda i pesci (<https://www.fishbase.com>);
- tasso di trasferimento dell'energia da un livello trofico al successivo, assunto da Pauly e Christensen (1993) pari al 15% per i sistemi costieri.

Sommando le biomasse dei diversi gruppi eterotrofi ( $Be_i$ ) si ottiene la produttività primaria totale richiesta per  $m^2$  ( $gC\ m^{-2}$ ) necessaria a mantenere l'intero sistema:

$$Be = \sum_i Be_i \quad i = 1, 2, 3, \dots, n$$

La biomassa primaria totale  $B_{tot}$  ( $gC\ m^{-2}$ ) che supporta la formazione dello stock in ogni habitat è, quindi, calcolata come la somma della biomassa autotrofa ed eterotrofa:

$$B_{tot} = B_a + B_e$$

Dopodiché si procede al calcolo di quelle che vengono definite unità temporali di supporto, ovvero il numero di volte in cui la natura ha dovuto generare le risorse annuali necessarie per accumulare la biomassa presente nel sistema. In particolare, le unità temporali di supporto vengono conteggiate realizzando il calcolo del tempo che ciascun habitat impiega per produrre la quantità di biomassa stoccata.

Per il comparto autotrofo questo tempo viene stimato come reciproco del rapporto  $P/B$  dei diversi autotrofi studiati, che può essere considerato una stima dell'età media della popolazione (Allen, 1971). Il totale del tempo necessario sarà dato dalla somma dei tempi così ottenuti.

Per il comparto eterotrofo il tempo di formazione necessario (tempo di formazione dello stock) viene ottenuto come rapporto tra la somma della produttività primaria che ha sostenuto gli stock eterotrofi e un tasso di produttività media degli ambienti marini bentonici. Il tasso di produttività media è pari a  $650\ gC\ m^{-2}\ y^{-1}$  ed è stato calcolato come somma della produttività media di macrofite e fanerogame e di quella fitoplanctonica (Allen, 1971; Charpy-Roubaud e Sournia, 1990).

### **Flussi ambientali**

Anche la valutazione dei flussi ambientali si basa sui dati di biomassa dei gruppi tassonomici raccolti. Infatti, i dati sulla densità della biomassa primaria per ciascun gruppo autotrofo vengono convertiti in densità di produzione primaria annuale ( $Pa$ ) utilizzando rapporti  $P/B$  appropriati.

La produzione primaria di ciascun habitat si calcola, quindi, come segue:

$$Pa = \sum_i Pa_i \quad i = 1, 2, 3, \dots, n$$

dove:

$P_a$  è la produzione primaria totale per unità di area ( $\text{gCm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ ),

$P_{a_i}$  è la produzione primaria dell' $i$ -esimo gruppo autotrofo.

Similarmente, la biomassa del gruppo eterotrofo viene convertita in consumo annuale ( $C_i$ ), cioè quante risorse la natura deve produrre per sostenere il gruppo eterotrofo in un anno. Per questo passaggio vengono utilizzati specifici rapporti  $Q/B$ , dove  $Q$  è il consumo mentre  $B$  rappresenta la biomassa.

I rapporti  $Q/B$  sono stati reperiti da fonti bibliografiche (Ait Alla et al., 2006; Ambrogi, 1990; Bănanaru et al., 2013; Bayle-Sempere et al., 2013; Christensen e Pauly, 1993; Coll et al., 2006a, 2006b, 2007, 2008, 2009; Corrales et al., 2015; Daas et al., 2011; De Souza e Borzone, 2007; Diaz Lopez et al., 2008; Gillet, 1993; Heymans et al., 2009; Hotchkiss, 2007; Lassalle et al., 2011; Lercari et al., 2007; Liu et al., 2009; Ménard et al., 1989; Okey et al., 2004a, 2004b; Opitz, 1996; Ortiz et al., 2013; Kroon et al., 1993; Palomares et al., 2005; Pedersen et al., 2008; Pinnegar e Polunin, 2004; Pinkerton et al., 2008; Piroddi et al., 2010; Prado et al., 2013; Rouhi et al., 2008; Selleslagh et al., 2012; Tecchio et al., 2013; Torres et al., 2013; Vetter, 1996; Wolff e Wolff, 1977) mediante consultazione di precedenti studi dell'area in esame (Paoli et al., 2018). Pertanto, il consumo di ciascun gruppo eterotrofo viene convertito in biomassa primaria richiesta, secondo la seguente equazione:

$$P_{e_i} = C_i \cdot 7^{(TL_i-2)} \quad i = 1, 2, 3, \dots, n$$

dove:

$P_{e_i}$  è la produzione primaria che supporta il consumo dell' $i$ -esimo gruppo tassonomico eterotrofo,

$C_i$  è il consumo,

$TL_i$  è il livello trofico dell' $i$ -esimo gruppo eterotrofo.

La produzione primaria totale ( $P_e$ ) che supporta il consumo in ciascun habitat viene calcolata, quindi, come segue:

$$P_e = \max (P_{e_i}) \quad i = 1, 2, 3, \dots, n$$

dove:

$P_{e_i}$  è la produzione primaria associata al consumo annuale del gruppo tassonomico  $i$ -esimo.

Calcolata la produttività necessaria a mantenere la biomassa negli habitat considerati, viene ricavata l'area nella quale questa produttività viene generata. Questo procedimento si basa su un bilancio tra la produzione primaria annuale ( $P_a$ ) e il consumo ( $P_e$ ) in ciascun habitat.

La determinazione dell'area necessaria a supportare i flussi ha lo scopo di classificare gli habitat in base alla loro capacità di generare o meno la quantità di biomassa primaria necessaria a garantire un consumo interno, e di definire se il sistema sia autosufficiente (Vassallo et al., 2017).

Sono possibili due differenti casi:

- Se  $P_a > P_e$ , l'habitat è capace di sostenere il consumo interno ed esportare il surplus di produzione primaria verso habitat in deficit. Di conseguenza, l'area di supporto dell'habitat è considerata più piccola rispetto alla sua superficie fisica effettiva.
- Se  $P_a < P_e$ , l'habitat non è in grado di sostenere il suo consumo interno, necessita quindi di produzione primaria aggiuntiva per potersi mantenere. Questo deficit può essere colmato da altri habitat limitrofi. È quindi necessario calcolare la superficie di habitat esterni (area di supporto) all'area in esame necessaria per sostenere i consumi. Questa superficie può essere calcolata considerando il tasso di produttività media degli ambienti bentonici precedentemente citato e pari a  $650 \text{ gCm}^{-2}\text{y}^{-1}$  (Charpy-Roubaud e Sournia, 1990). Questa superficie sommata alla superficie fisica dell'habitat costituisce le unità spaziali di supporto.

#### **b. Contabilità biofisica**

La seconda fase che costituisce il metodo utilizzato permette di fornire una stima del valore biofisico del capitale naturale e dei flussi ambientali necessari al mantenimento dei processi all'interno degli habitat sia in termini estensivi ( $sej$ ) che in termini intensivi ( $sej \text{ m}^{-2}$ ).

In entrambi i casi sono previsti i seguenti passaggi:

- stima dei nutrienti assimilati nella materia organica, utilizzando il rapporto di Redfield et al (1963), secondo cui azoto e fosforo negli organismi sono contenuti nelle seguenti proporzioni:

$$C: N: P \rightarrow 106:16:1 \text{ (rapporto molare)}$$

$$C: N: P \rightarrow 47:7:1 \text{ (rapporto di massa)}$$

Carbonio, azoto e fosforo vengono prelevati dall'ambiente e fissati all'interno della materia organica. A partire dal calcolo della quantità di carbonio per lo stock del capitale naturale e dal flusso di carbonio consumato annualmente per i flussi ambientali, è possibile ottenere le quantità di azoto e fosforo nel seguente modo:

$$N = (C \cdot 7) / 41$$

$$P = C / 41$$

- stima dei flussi naturali (i.e., radiazione solare, vento, pioggia, calore geotermico, maree, corrente, run off), in termini energetici (Joule), che supportano la produzione di biomassa, calcolati attraverso le formule riportate in Tabella 1.

L'energia solare fornisce la luce necessaria per il processo fotosintetico, mentre il vento e le correnti contribuiscono all'ossigenazione delle acque. Pioggia, runoff, calore geotermico e maree vengono considerati nel computo in termini di energia fornita in quanto contribuiscono, anche indirettamente, al mantenimento degli habitat e della biomassa che si trova in essi, nello stato analizzato. Per il capitale naturale viene considerato il tempo di formazione degli stock mentre per i flussi ambientali le aree di supporto, le quali possono essere più grandi o più piccole rispetto alle aree fisiche.

Elemento	Formula utilizzata	Descrizione	Fonte
Sole	Radiazione solare per unità di area * (1-albedo su mare) * tempo di formazione degli stock (o area di supporto)	albedo = 0,07	Odum, 1996
Pioggia (potenziale chimico)	pioggia caduta annuale * numero Gibbs * densità acqua di mare * tempo di formazione degli stock (o area di supporto)	numero di Gibbs = 4,94E+00 densità acqua di mare = 1,03E+03 g m <sup>-3</sup>	Odum, 1996
Vento	(Velocità vento * coefficiente geostrofico) <sup>3</sup> * coefficiente di trascinamento * densità aria * secondi all'anno * tempo di formazione degli stock (o area di supporto)	coefficiente geostrofico = 1,67 coefficiente di trascinamento = 0,003 densità aria = 1,30 g m <sup>-3</sup> secondi all'anno = 3,15E+07 s	Campbell et al., 2005
Corrente (energia cinetica)	½ * altezza evaporata per unità di area * densità acqua di mare * (velocità corrente) <sup>2</sup> * tempo di formazione degli stock (o area di supporto)	densità acqua di mare = 1,03E+03 g m <sup>-3</sup> altezza evaporata per unità di area = 1,4 m	Odum, 2000
Calore geotermico	Flusso di calore geotermico per unità di area* tempo di formazione degli stock (o area di supporto)		Brown e Bardi, 2001
Maree	1/2* numero maree anno * (altezza escursione mareale) <sup>2</sup> * densità acqua di mare * gravità * tempo di formazione degli stock (o area di supporto)	gravità = 9,80 m/s <sup>2</sup> densità acqua di mare = 1,03E+03 g m <sup>-3</sup> numero di maree all'anno = 7,30E+02	Odum, 1996

Runoff	(Volume pioggia caduta nel bacino idrografico - volume pioggia evaporata - volume acqua alla falda) * densità acqua * numero Gibbs * tempo di formazione degli stock (o area di supporto)	numero di Gibbs = 4,94E+00 densità acqua = 1,00E+06 g m <sup>-3</sup>	Brown e Bardi, 2001
--------	---	--	---------------------

Tabella 1. Formule per la quantificazione dei flussi naturali che supportano la formazione di biomassa negli habitat

Una volta ottenute le risorse necessarie al mantenimento del sistema, è necessario effettuare una conversione, utilizzando alcune transformities, in modo da ottenere il valore di ogni input in termini energetici (sej). Il valore di capitale naturale è ottenuto dalla somma dei valori energetici calcolati secondo la seguente modalità:

$$\text{Massimo (carbonio, azoto e fosforo) + Massimo (radiazione solare, pioggia, vento) + corrente cinetica + run off + maree + calore geotermico}$$

Carbonio, azoto e fosforo e sole, pioggia e vento sono considerati co-prodotti, ovvero risultanti dagli stessi processi che avvengono a livello della biosfera. Per questa ragione viene tra essi considerato solo il maggiore (Odum, 1996). Dividendo il valore ottenuto per la superficie dell'habitat, viene stimata l'emergia al m<sup>2</sup> (sej m<sup>-2</sup>).

### c. Conversione in termini monetari

Nell'ultima fase del metodo, viene applicato l'indice EMR per convertire l'emergia associata al capitale naturale stoccato e ai flussi ambientali in equivalenti monetari. EMR è calcolato dal rapporto tra l'emergia necessaria per mantenere la nazione in cui viene effettuato lo studio e il PIL. Ciò che si ottiene è una stima di quanto vale economicamente un singolo solar energy joule (sej€<sup>-1</sup>), così da riuscire a stabilire quanto la natura abbia investito per produrre una unità monetaria. Per ottenere l'equivalente valore monetario (em€) si divide, quindi, il valore di capitale naturale o di flussi per l'EMR. Questa conversione rappresenta un passaggio fondamentale per poter facilitare la comunicazione dell'importanza del capitale naturale in contesti politici e/o socio-economici (Vassallo et al, 2017).

Infine, i valori ottenuti al m<sup>2</sup> (sej m<sup>-2</sup> e em€ m<sup>-2</sup>) vengono moltiplicati per le rispettive superfici per ottenere i valori estensivi di capitale naturale e flussi ambientali all'interno del sistema analizzato.

### 2.3.3 Analisi di dipendenza

Le analisi di regressione sono diventate uno degli strumenti statistici più utilizzati per analizzare le relazioni fra diverse variabili. Uno degli scopi di una regressione è la ricerca del set di variabili ottimali che meglio permetta di predire una risposta (Breiman et al., 1984; Clark e Pregibon, 1992; Verbyla 1987). Il fine principale è, dunque, la previsione: mira alla costruzione di un modello attraverso cui prevedere i valori di una variabile dipendente (o risposta), a partire dai valori di una o più variabili indipendenti (o esplicative) (Lewis-Beck, 1993). Poiché la definizione delle previsioni può essere spesso soggettiva o di difficile interpretazione, servono criteri di valutazione che variano al variare del tipo di modello applicato. L'approccio di base nelle analisi di regressione è quello di raccogliere i dati, generare un modello e, successivamente, valutare l'efficacia del modello stesso utilizzando coefficienti statistici (Chatterjee e Hadi, 2006).

L'attività descritta nei capitoli precedenti e i dati ottenuti sono propedeutici allo sviluppo di un modello previsionale, attraverso analisi di regressione, che metta in relazione il valore di capitale e flussi ambientali misurati (variabili dipendenti) con la presenza di forzanti (variabili indipendenti), in modo tale da determinare se possa esistere o meno una dipendenza reciproca.

Con il termine "forzante" si definisce, in questo contesto, una variabile che può alterare un sistema naturale e, di conseguenza, può incidere sia positivamente sia negativamente sul valore del capitale naturale e dei flussi ambientali. Lo scopo finale è, quindi, quello di valutare se la capacità del sistema di generare capitale e fornire servizi possa essere più o meno influenzata dalla presenza di forzanti di tipo naturale e/o antropico.

#### 2.3.3.1 Software R (erre)

R è un software *free* e *open source* per l'analisi statistica distribuito sotto i termini della GNU General Public License della Free Software Foundation in forma di codice sorgente. È accessibile su diverse piattaforme: UNIX e sistemi simili (inclusi FreeBSD e Linux), Windows e MacOS.

R è un insieme integrato di risorse software che fornisce un'ampia varietà di tecniche statistiche (e.g., modellazione lineare e non lineare, test statistici classici, analisi di serie temporali, classificazione, clustering) e grafiche. Permette un'efficace struttura di gestione e memorizzazione dei dati, una suite di operatori per calcoli su matrici, un'ampia collezione coerente e integrata di strumenti per l'analisi dei dati, strutture grafiche per l'analisi e la visualizzazione dei dati, e un linguaggio di programmazione ben sviluppato, semplice ed efficace che include funzioni definite dall'utente e strumenti di input e output. R è progettato intorno ad un linguaggio informatico ed è

estensibile, permettendo agli utenti di aggiungere nuove funzioni tramite l'installazione di pacchetti: ci sono circa otto pacchetti forniti con la distribuzione di R e molti altri sono disponibili attraverso la famiglia CRAN di siti Internet che coprono una gamma molto ampia di statistiche moderne.

Per sviluppare l'analisi di dipendenza è stata utilizzata, per questo lavoro di tesi, la versione 4.0.5 di R ed è stato scaricato il pacchetto *randomForest* (Breiman, 2001; Cutler et al., 2007). Questo consente di considerare l'intero set di variabili a disposizione e di scegliere in modo randomico una variabile indipendente e un valore soglia con cui dividere il set di dati.

### **2.3.3.2 Random Forest**

In questo lavoro è stata applicata la tecnica delle foreste casuali (Random Forest), un metodo di *machine learning* che genera alberi decisionali a partire da un insieme di dati, per effettuare analisi di regressione e classificazione (Hartshorn, 2016). Questo metodo utilizza un tipo di algoritmo di apprendimento automatico ed è progettato per produrre previsioni accurate che non sovrastimino i dati (Breiman, 2001, 2002; Hartshorn, 2016). Ciò comporta un'analisi dei dati che automatizza la costruzione di modelli analitici. Si basa, infatti, sull'idea che i sistemi possano imparare dai dati, identificare i modelli da soli e prendere decisioni con il minimo intervento umano (Mitchell, 1997). La Random Forest aumenta le prestazioni predittive combinando gli output di un insieme di ipotesi indotte in un unico modello predittivo che ha lo scopo di diminuire la varianza, alterare i bias e migliorare le previsioni (Aria, 2021). Il metodo Random Forest può essere applicato ad una vasta gamma di problemi, ed avere una buona risposta a tutti questi. Tuttavia, potrebbe non essere buono come un algoritmo specializzato in un problema specifico (Hartshorn, 2016).

L'approccio della Random Forest combina diversi alberi decisionali randomizzati e aggrega le loro previsioni facendo una media, mostrando prestazioni eccellenti (Biau e Scornet, 2016). Il nome "Random Forest" deriva dalla combinazione della casualità che viene usata per scegliere il sottoinsieme di dati e il gruppo di alberi decisionali che vengono creati che costituiscono la "foresta" (Hartshorn, 2016). Un albero decisionale definisce, passo dopo passo, il processo da seguire per decidere a quale categoria appartiene qualcosa (Hartshorn, 2016). Ogni ramo (nodo) rappresenta una scelta binaria (si/no) e le foglie che si trovano in fondo al ramo sono il risultato ottenuto dalla concatenazione delle decisioni prese.

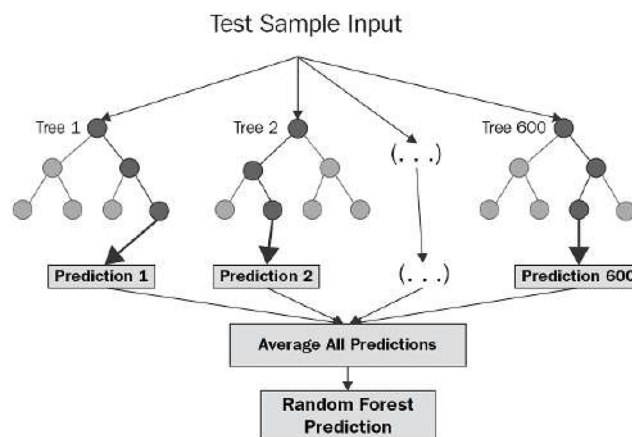


Figura 5. Rappresentazione degli alberi decisionali generati dall'applicazione dell'analisi delle foreste casuali

Il metodo genera un albero decisionale, lo salva e ne comincia altri inserendo alcuni criteri e soglie. Il criterio specifica cosa dividere, e viene sempre usato un solo criterio. La soglia indica, invece, dove dividere all'interno dell'albero decisionale, cioè a quale valore dividere. Il meglio che un albero decisionale possa fare è dividere su un valore, e poi sull'altro valore e ripetere il processo (Hartshorn, 2016). In questo modo, il sistema riesce a definire quale sia il percorso ottimale per dividere la risposta secondo le diverse soglie che ha creato.

Il numero di predittori utilizzati per trovare la migliore divisione ad ogni nodo è un sottoinsieme scelto a caso del numero totale di predittori (Prasad et al., 2006). Facendo crescere ogni albero fino alla dimensione massima e selezionando solo la migliore divisione tra un sottoinsieme casuale ad ogni nodo, Random Forest cerca di mantenere una certa forza di predizione mentre induce la diversità tra gli alberi (Breiman, 2001). Random Forest fornisce diverse metriche che aiutano nell'interpretazione. Se più alberi decisionali danno risultati diversi, Random Forest attribuisce voti da cui poi sceglie che percorso sia meglio seguire: contare tutti i voti di tutti gli alberi decisionali e prendere il conteggio più alto come soluzione o effettuare una ponderazione di tutti i voti (Hartshorn, 2016).

Inoltre, come si evince da quanto detto, una foresta casuale è composta da più alberi decisionali. Tale numero può essere gestito direttamente dal software: un numero maggiore di alberi sarà migliore perché permetterà di attenuare le anomalie nei dati, ma essendo questa un'area di rendimenti decrescenti dove ogni albero aggiuntivo avrà meno benefici di quello precedente, il beneficio si uguaglierà e più alberi non saranno di grande aiuto (Hartshorn, 2016). La decisione su quanti alberi ottenere nella foresta casuale diventa, quindi, un compromesso tra il problema in

analisi e le risorse di calcolo a disposizione. Per questo motivo, in questo lavoro di tesi è stato scelto un numero di alberi sufficientemente elevato, pari a 1500.

Importante in questo tipo di regressione è inoltre il concetto di “Out of Bag” (O.O.B.), che fornisce una stima di quanto sia buona la foresta casuale, considerato come errore quadratico medio. Quando ogni albero viene generato dall’insieme dei dati, la foresta casuale utilizza in media solo il 63,2% del set di dati, mettendo implicitamente da parte il restante 36,8%. Tuttavia, mettere da parte alcuni dati significa che si sta utilizzando solo un sottoinsieme del modello e, nel caso si abbia una piccola quantità di dati, non usarne alcuni potrebbe avere un grande impatto sui risultati. I dati utilizzati per la formazione dei sottoinsiemi sono conosciuti come dati “in-bag”, mentre i dati che non vengono utilizzati per un dato albero sono noti come O.O.B. per quell’albero. Si noti che i dati O.O.B. lo sono solo per un dato albero. Con una foresta casuale abbastanza grande, tutti i dati saranno inclusi in alcuni alberi. Dal momento che ogni albero ha dati O.O.B., quei dati vengono usati per controllare la qualità di ogni albero e fornire stime di errori di generalizzazione (Breiman, 2001). L'errore medio su tutti gli alberi è l'errore O.O.B. (Hartshorn, 2016).

Inoltre, con le foreste casuali è possibile determinare l’importanza relativa delle diverse caratteristiche dei dati. Se il numero di caratteristiche è elevato, è utile sapere quali siano le più importanti (Hartshorn, 2016). Per far ciò questo metodo utilizza due diversi modi: 1) un approccio predefinito in Python, e disponibile anche in R, che considera il guadagno di informazioni in ogni stadio dell’albero per determinare le informazioni relative tra le diverse caratteristiche; 2) un approccio che fa uso della caratteristica di errore O.O.B. per determinare se un albero decisionale sui dati che non erano stati precedentemente considerati svolge correttamente l’analisi.

Nel primo modo, per un singolo albero nella foresta casuale, l'algoritmo funziona come segue:

- produce una matrice che ha la stessa dimensione del numero di caratteristiche nel modello;
- inizia a scorrere l’albero, con i dati che sono stati usati per costruire l'albero;
- ogni volta che viene raggiunto un ramo dell’albero, determina su quale caratteristica ha operato quel ramo;
- calcola il guadagno di informazioni dopo la ramificazione rispetto a prima;
- moltiplica il guadagno di informazioni per il numero di punti che hanno raggiunto questo ramo, e aggiunge il prodotto della matrice in qualsiasi caratteristica sia stata divisa;

- una volta che tutti i guadagni di informazione per tutte le diramazioni vengono sommati, la matrice viene normalizzata.

Una volta calcolata l'importanza delle caratteristiche per un singolo albero, si può ripetere per tutti gli alberi della foresta casuale e fare la media dei valori per ottenere l'importanza delle caratteristiche per l'intera foresta.

Nel secondo modo, invece, viene definita l'importanza delle caratteristiche utilizzando O.O.B. attraverso le seguenti fasi:

- genera l'errore O.O.B. per l'albero di base, senza apportare alcuna modifica;
- per ogni caratteristica nei dati usati per generare l'albero, determina l'intervallo di numeri tra valori massimi e minimi;
- per ogni caratteristica, una alla volta, permuta casualmente i valori di quella caratteristica in tutti i dati tra il massimo e il minimo possibili per quella caratteristica;
- trova il nuovo errore O.O.B.;
- calcola la differenza tra il nuovo errore O.O.B. e l'errore O.O.B. di base. Il nuovo O.O.B. ha generalmente più errore del valore di base;
- ripristina le caratteristiche permutate ai loro valori originali e ricomincia il processo cambiando una nuova caratteristica.

Le caratteristiche che hanno il maggior aumento di errore quando vengono permutate sono le caratteristiche più importanti. Le caratteristiche con il minore aumento di errore sono le meno importanti. Indipendentemente dal metodo usato per determinare l'importanza delle caratteristiche, è necessario sapere che il risultato è quasi sempre riportato con valori normalizzati, quindi quello che si valuta è quanto è importante una caratteristica rispetto alle altre e, generalmente, all'aumentare del numero di caratteristiche diminuisce l'importanza di ogni singola caratteristica (Hartshorn, 2016). Più le caratteristiche sono altamente correlate ad altre, più si suddivideranno l'importanza.

#### **2.3.4 Somministrazione di questionari ad esperti per un confronto dei risultati**

Alla valutazione oggettiva, precedentemente descritta, è stata affiancata una valutazione soggettiva al fine di poter effettuare un confronto tra i risultati ottenuti da entrambi i metodi per determinare le relazioni esistenti fra le forzanti e i valori di capitale naturale e flussi ambientali calcolati. Attraverso la somministrazione di un questionario ad alcuni esperti del settore è stato, dunque, applicato il metodo Delphi.

Questo metodo è stato sviluppato dalla Rand Corporation, in particolare da Olaf Helmer, Norman Dalkey e Nicholas Rescher, per prevedere l'impatto della tecnologia sul benessere umano nel 1950 (Dalkey et al., 1963; Okoli et al., 2004). Il metodo Delphi utilizza un processo sistematico e organizzato di domande e di aggregazione delle risposte per ottenere un giudizio degli esperti (Skulmoski et al., 2007; Vernon et al., 2009), al fine di prendere decisioni o effettuare alcune valutazioni (Rowe e Wright, 1999) o previsioni per il futuro (Dalkey et al., 1963). Quando un problema o un fenomeno non può essere completamente compreso, il metodo Delphi fornisce un quadro adatto per lo sviluppo della ricerca (Adler et al., 1996; Kittell-Limerick, 2005).

Delphi sperimenta un approccio retrodeduttivo: viene infatti prima definita l'affermazione e, successivamente, vengono resi disponibili i dati e le argomentazioni per avvalorarla. Questo permette di dare una risposta ai problemi che non possono essere affrontati né attraverso l'approccio deduttivo delle predizioni né attraverso quello induttivo delle proiezioni (Bolzan, 2013). Tale tecnica predilige un numero rilevante di previsioni (giudizio di gruppo) rispetto ad una sola di queste (giudizio individuale), la quale potrebbe risultare meno attendibile (Bolzan, 2013).

La selezione di esperti appropriati è essenziale per il metodo di ricerca Delphi (Okoli et al., 2004). All'interno di questo studio sono stati scelti esperti in ambito marino costiero, con particolare attenzione alla sfera universitaria e ai lavoratori delle AMP. Se gli esperti si occupano di ambiti simili fra loro e rappresentano un campione omogeneo, come in questo studio, un gruppo formato da 10 a 15 persone risulta essere rappresentativo (Delbecq et al., 1975; Skulmoski et al., 2007). Il metodo Delphi include quattro caratteristiche: anonimato, iterazione, feedback controllato e sintesi statistica (Dalkey, 1972; Rowe e Wright, 1999; Skulmoski et al., 2007).

Questo metodo è stato utilizzato all'interno di questo studio per condurre indagini sulle opinioni degli esperti, al fine di raggiungere i seguenti obiettivi: (1) individuare le relazioni esistenti fra alcune forzanti e i valori di capitale naturale e flussi ambientali calcolati; (2) definire la pressione esercitata, attribuendo un punteggio, dalle forzanti sulla base delle variazioni subite nei valori calcolati; (3) effettuare un confronto fra i risultati ottenuti attraverso le opinioni degli esperti e quelli ottenuti mediante l'applicazione dell'analisi di dipendenza, come già sperimentato in studi precedenti (Petrosillo et al., 2010).

## **2.4 Applicazione integrata delle metodologie**

### **2.4.1 Suddivisione dell'area di studio in unità biomarine**

Il primo passaggio fondamentale per l'elaborazione dei dati è stato la suddivisione della fascia costiera ligure in settori spaziali funzionali allo studio definiti "unità biomarine".

A tale scopo sono stati utilizzati i seguenti dati cartografici, reperiti dal Geoportale della Regione Liguria (Appendice 1: Fonti cartografiche, <https://geoportal.regione.liguria.it>):

- 1) la suddivisione della fascia marino-costiera nei 26 corpi idrici, caratterizzati da un'estensione di 3 km dalla costa e massima profondità di 50 m, impiegata dall'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), incaricata da Regione Liguria, per i progetti di monitoraggio definiti dalla Direttiva Acque 2000/60/CE, recepita in Italia con il D. Lgs. 152/06 (Figura 6);
- 2) i confini delle aree protette nazionali e regionali di Capo Mortola, Bergeggi, Portofino, Cinque Terre e Portovenere e l'eventuale suddivisione nelle zone di protezione (zona A, B e C) (Figura 7);
- 3) la cartografia bentonica: gli habitat presi in considerazione, che caratterizzano il paesaggio marino costiero della regione Liguria, sono quelli riportati nell'Atlante degli Habitat Marini della Liguria (Diviacco et al., 2020) (Figura 8) (Tabella 2), aggiornamento dell'edizione 2006 (Diviacco e Coppo, 2006), così come approvato con D.G.R. n. 141 del 28/02/2020. L'Atlante fornisce una base conoscitiva naturalistica dei fondali marino-costieri e dei loro principali habitat.

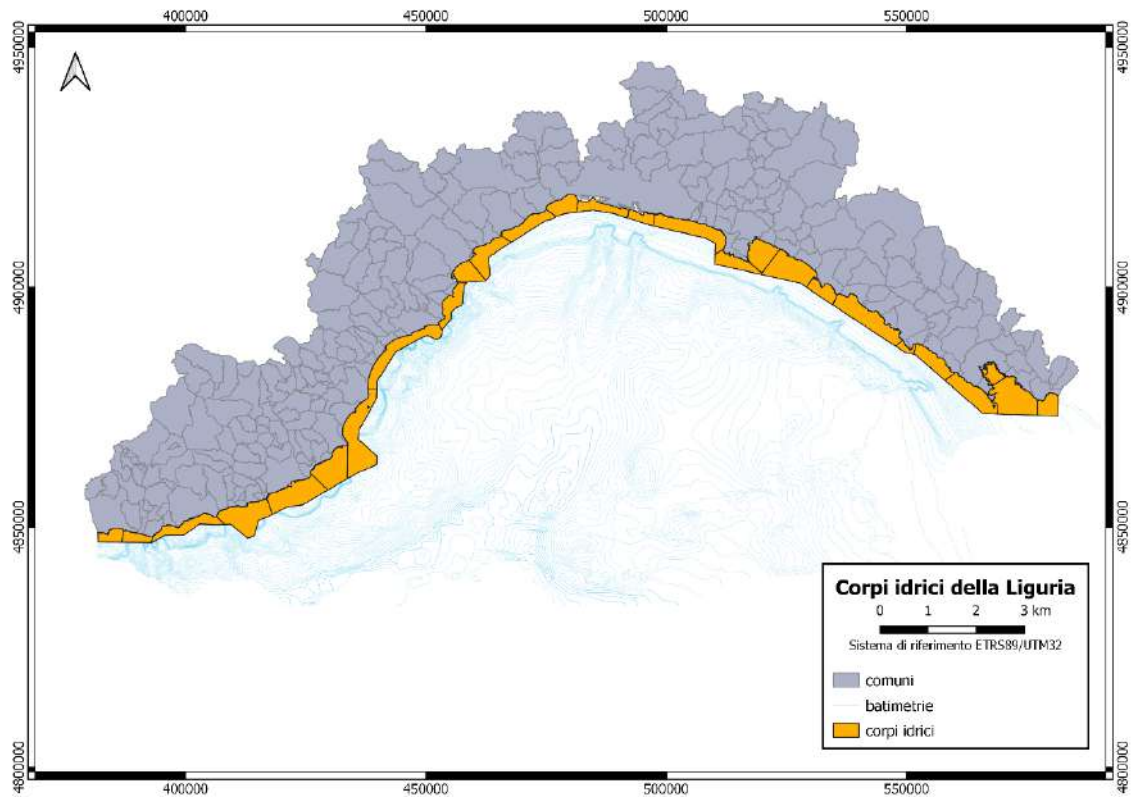


Figura 6. 26 Corpi idrici marino costieri individuati da ARPAL e Regione Liguria (realizzata con QGIS versione 3.10.9)

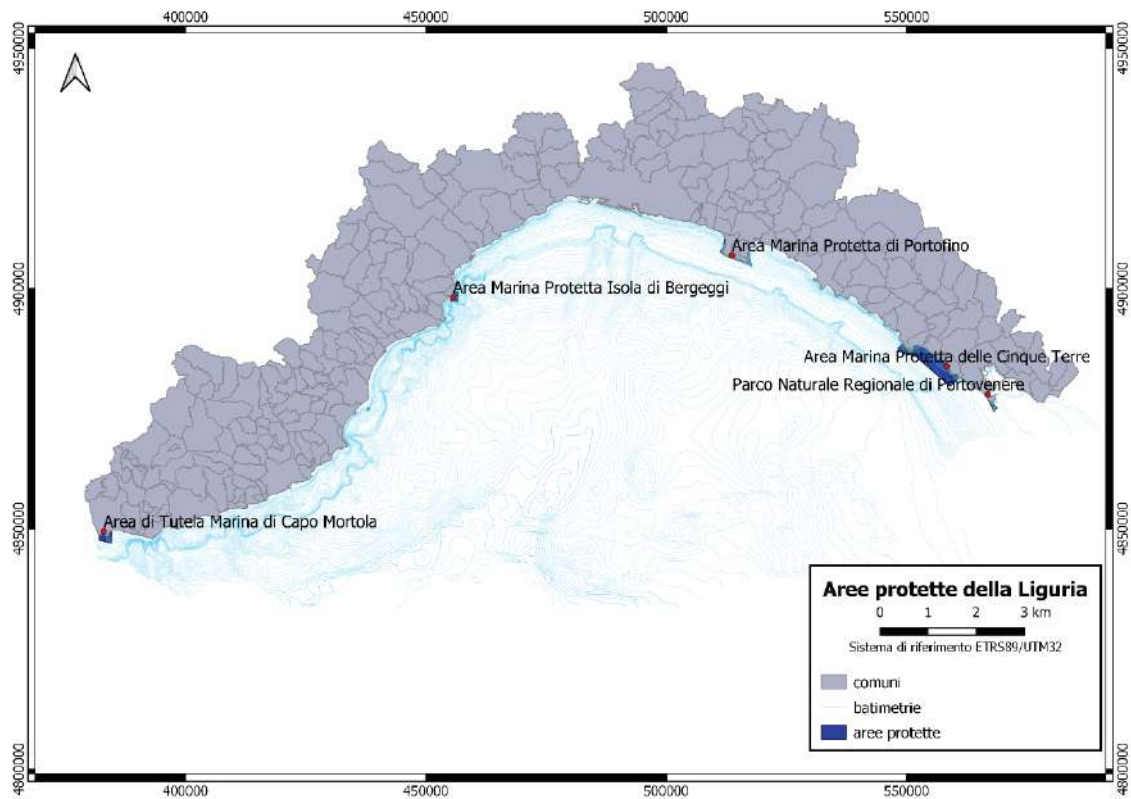


Figura 7. Aree protette liguri prese in considerazione per il lavoro di tesi (realizzata con QGIS versione 3.10.9)

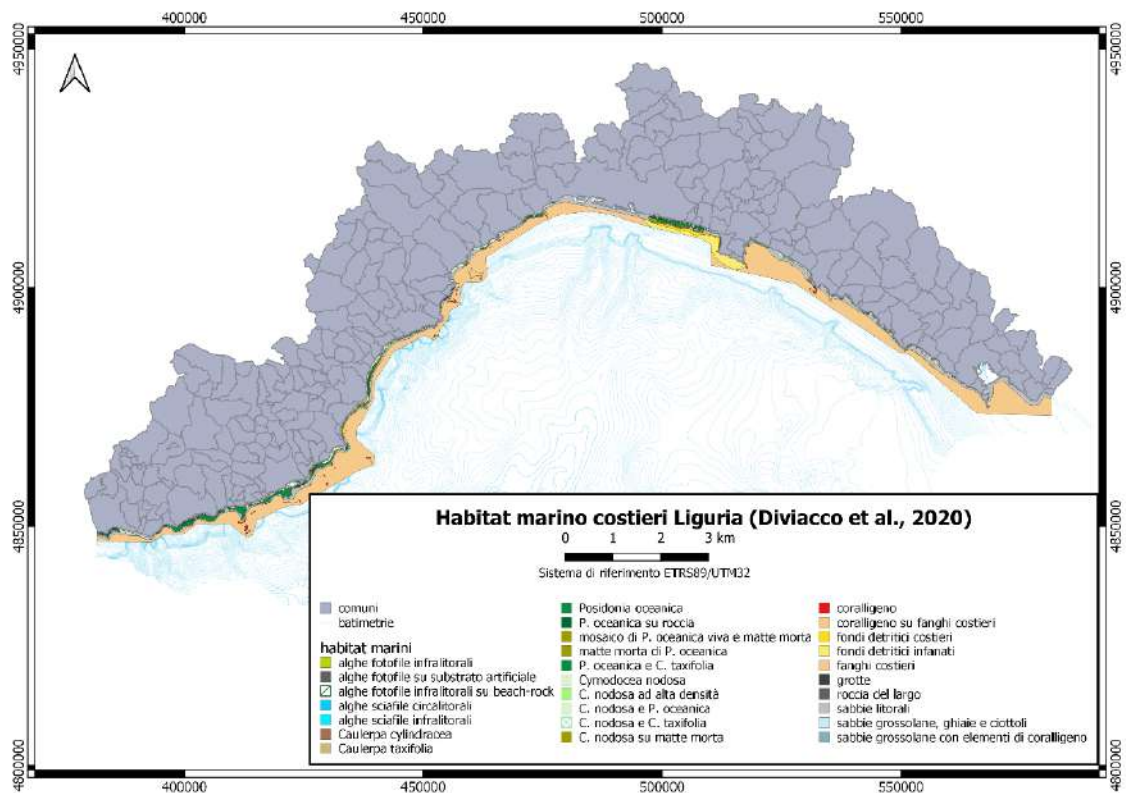


Figura 8. Atlante degli Habitat marino costieri della Liguria (Diviaco et al., 2020) (realizzata con QGIS versione 3.10.9)

	Habitat	
Classe	Nomenclatura dall'Atlante degli Habitat Marini della Liguria	Nomenclatura tesi
AF	Insieme dei popolamenti algali fotofili infralitorali di substrato duro	Alghe fotofili infralitorali di substrato duro
AFA	Alghe fotofile su substrato prevalentemente artificiale	Alghe fotofili infralitorali di substrato artificiale
AF-BR	Popolamenti algali fotofili infralitorali su beach-rock	Alghe fotofili infralitorali di substrato beach-rock
ASC	Popolamenti delle alghe sciafile circalitorali	Alghe sciafile circalitorali
ASI	Popolamenti delle alghe sciafile infralitorali	Alghe sciafile infralitorali
C	Popolamenti del coralligeno	Coralligeno
CAU	<i>Caulerpa taxifolia</i>	<i>Caulerpa taxifolia</i>
C-F	Popolamenti del coralligeno sparsi su fanghi costieri	Coralligeno su fanghi

CYL	<i>Caulerpa cylindracea</i>	<i>Caulerpa cylindracea</i>
CYM	Prato di <i>Cymodocea nodosa</i>	<i>Cymodocea nodosa</i>
CYM E CAU	Formazione mista di <i>Cymodocea nodosa</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>	<i>Cymodocea nodosa</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>
CYM-DENSA	Prato di <i>Cymodocea nodosa</i> ad alta densità	<i>Cymodocea nodosa</i> densa
CYM-MMP	Prato di <i>Cymodocea nodosa</i> su Matte morta, anche parzialmente o totalmente insabbiata, con possibili radi ciuffi di <i>Posidonia oceanica</i>	<i>Cymodocea nodosa</i> su Matte morta
CYM-POS	Prato di <i>Cymodocea nodosa</i> con presenza di macchie e/o ciuffi sparsi di <i>Posidonia oceanica</i>	<i>Cymodocea nodosa</i> con <i>Posidonia oceanica</i>
DC	Popolamenti dei fondi detritici costieri	Fondi detritici
DI	Popolamenti dei fondi detritici infangati	Fondi detritici infangati
F	Fanghi costieri	Fanghi
GR	Popolamenti delle grotte semioscure e oscure	Grotte
MMP	Matte morta di <i>Posidonia oceanica</i>	Matte morta
MOS	Formazioni a mosaico di <i>Posidonia oceanica</i> viva e Matte morta	Mosaico di <i>Posidonia oceanica</i>
POS	Prateria di <i>Posidonia oceanica</i> (prevalentemente su Matte)	<i>Posidonia oceanica</i>
POS E CAU	Formazione mista di <i>Posidonia oceanica</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>	<i>Posidonia oceanica</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>
POS-ROC	<i>Posidonia oceanica</i> tra e su roccia	<i>Posidonia oceanica</i> tra e su roccia
RL	Roccia del largo	Roccia
S	Sabbie litorali (in senso lato)	Sabbie
SGC	Sedimenti grossolani (sabbie grossolane, ghiaie e ciottoli)	Sedimenti grossolani
SGC-C	Sabbie grossolane con elementi di coralligeno	Sabbie grossolane e coralligeno

Tabella 2. Habitat marino costieri liguri attinti dall'Atlante degli Habitat Marini della Liguria

(Diviacco et al., 2020)

Attraverso le operazioni spaziali di unione ed intersezione, effettuate con QGIS, delle mappe sopra citate è stata ottenuta la mappa delle unità biomarine. In particolare, la mappa dei corpi idrici è stata estesa fino alla massima profondità occupata dagli habitat marino costieri individuati nell'Atlante, e integrati con i confini delle Aree Protette, suddivisa nelle diverse zonazioni. Per quanto concerne la carta biocenotica, questa è stata precedentemente rielaborata nell'ambito di questo studio e di altre attività condotte dal gruppo di ricerca (Paoli et al., 2018). Successivamente, dall'intersezione spaziale tra i limiti delle unità biomarine e gli habitat marino costieri (Diviacco et al., 2020) è stato possibile ottenere le superfici degli habitat contenuti all'interno di ciascuna unità biomarina.

#### **2.4.2 Calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali**

Il calcolo è stato suddiviso nelle tre fasi del metodo descritto da Vassallo et al. (2017) e definito per la quantificazione del capitale naturale e dei flussi ambientali che costituiscono il sistema preso in analisi.

##### **a. Analisi trofodinamica**

Seguendo il procedimento descritto nel paragrafo 2.3.2.1 Analisi emergetica, si è proceduto con la raccolta dei dati necessari per l'applicazione dell'analisi emergetica. In primo luogo, per il calcolo della biomassa bentonica, sono stati ricavati, per ciascun habitat preso in esame, i dati presenti all'interno della letteratura disponibile (Tabella 3). Laddove sono state individuate riferimenti bibliografici diversi per alcuni habitat, sono state mediate le informazioni acquisite. I dati di biomassa così ottenuti sono stati successivamente trasformati, grazie a opportuni fattori di conversione (Rumohr et al., 1987), da peso umido (g) a grammi di carbonio (gC) seguendo la procedura riportata in Paoli et al. (2018).

<b>Classe habitat</b>	<b>Riferimenti bibliografici per il calcolo delle biomasse bentoniche</b>
AF	Bellan-Santini, 1969; Canals e Ballesteros, 1997; Cattaneo-Vietti e Bavestrello (per.com)
AFA	Bellan-Santini, 1969; Canals e Ballesteros, 1997; Cattaneo-Vietti e Bavestrello (per.com)
AF-BR	Bellan-Santini, 1969; Canals e Ballesteros, 1997; Cattaneo-Vietti e Bavestrello (per.com)

ASC	Antoniadou e Chintiroglou, 2005; Boudouresque, 1973; Widbom, 1984
ASI	Antoniadou e Chintiroglou, 2005; Boudouresque, 2006
C	Cattaneo-Vietti e Bavestrello (per.com); True, 1970
CAU	Vázquez-Luis et al. 2008
C-F	Albertelli et al., 1981a; Bianchi et al., 1986; Cattaneo-Vietti e Bavestrello (per.com); True, 1970
CYL	Vázquez-Luis et al. 2008
CYM	Agostini et al., 2003; Barron et al., 2004; Sánchez-Jerez et al., 1999
CYM-CAU	Agostini et al., 2003; Barron et al., 2004; Sánchez-Jerez et al., 1999; Vázquez-Luis et al. 2008
CYM DENSA	Agostini et al., 2003; Barron et al., 2004; Sánchez-Jerez et al., 1999
CYM-MMP	Agostini et al., 2003; Barron et al., 2004; Sánchez-Jerez et al., 1999; Willsie, 1983
CYM-POS	Agostini et al., 2003; Barron et al., 2004; Guidetti, 2002; Libes, 1984; Sánchez Lizaso, 1993; Sánchez-Jerez et al., 1999
DC	Albertelli et al., 1978; Albertelli et al., 1981b; Albertelli e Rossi, 1986; Bianchi et al., 1986; Cocito et al., 1990
DI	Albertelli e Rossi, 1986
F	Albertelli et al., 1981a; Bianchi et al., 1986
GR	True, 1970
MMP	Willsie, 1983
MOS	Guidetti et al., 2002; Libes, 1984; Sánchez Lizaso, 1993; Willsie, 1983
POS	Guidetti et al., 2002; Libes, 1984; Sánchez Lizaso, 1993
POS-ROC	Guidetti et al., 2002; Libes, 1984, Sánchez Lizaso, 1993
POS-CAU	Guidetti et al., 2002; Libes, 1984, Sánchez Lizaso, 1993, Vázquez-Luis et al. 2008
RL	Albertelli e Rossi, 1986
S	Albertelli e D'Ambrosio, 1986; Drago e Albertelli, 1976
SGC	Albertelli e D'Ambrosio, 1987; Drago e Albertelli, 1976
SGC-C	Albertelli e D'Ambrosio, 1987; Cattaneo-Vietti e Bavestrello (per.com); Drago e Albertelli, 1976; True, 1970

*Tabella 3. Riferimenti bibliografici per il calcolo delle biomasse bentoniche*

Per quanto riguarda, invece, la fauna ittica associata a ciascun habitat, sono stati utilizzati i dati ottenuti attraverso campionamenti visivi realizzati tramite la tecnica del visual census, ampiamente utilizzata (Mallet et al., 2014; Murphy et al., 2010) soprattutto nelle AMP. Il monitoraggio può essere realizzato tramite immersione di operatori o con l'utilizzo di veicoli telecomandati (ROV). In aree non troppo profonde si predilige usualmente la tecnica realizzata tramite operatori che conteggiano la fauna ittica spostandosi lungo un transetto (tipicamente di 125 m) o posizionandosi in un punto fisso (Harmelin-Vivien et al., 2017; Prato et al., 2017). AMP Cinque Terre e AMP Portofino realizzano annualmente campagne di monitoraggio della fauna ittica tramite la tecnica del visual census. I campionamenti sono effettuati da personale incaricato dalle AMP stesse in stazioni situate all'interno ed all'esterno dei confini delle AMP (nelle vicinanze dell'AMP) al fine di verificare l'effetto dovuto al regime di protezione sulla fauna ittica ("effetto riserva").

Il visual census è una tecnica ampiamente adottata per lo studio delle comunità ittiche litorali, in particolare in habitat protetti, come accade nelle AMP in cui, grazie al minimo impatto (Azzurro et al., 2007; Guidetti, 2002; Harmelin-Vivien et al., 1985) a cui sono soggette le aree, presentano situazioni verosimilmente rappresentative degli habitat marino costieri. Attraverso il campionamento sono stati ottenuti i valori di abbondanza e lunghezza, che sono stati poi trasformati in biomassa attraverso il procedimento precedentemente descritto nel paragrafo 2.3.2.1 Analisi emergetica.

I dati associati alle stazioni collocate esternamente ai confini delle AMP sono stati considerati come rappresentativi di tutti gli habitat presenti nelle unità biomarine che non coinvolgono aree protette. All'interno delle AMP Portofino e Cinque Terre sono stati considerati i valori ottenuti dai campionamenti effettuati entro i loro confini, suddivisi nelle corrispettive zone di protezione (A, B e C). Per le aree protette di Capo Mortola, Bergeggi e Portovenere, per cui non erano disponibili campionamenti effettuati in situ, sono stati considerati i valori medi calcolati per ogni zona di protezione all'interno delle AMP di Portofino e Cinque Terre. Le misure di protezione adottate all'interno di Bergeggi rispecchiano quanto previsto anche all'interno delle AMP di Portofino e Cinque Terre. Questo ha permesso di considerare la media dei valori ottenuti nelle diverse zone di protezione (A, B, C) delle AMP di Portofino e Cinque Terre come rappresentativa della situazione all'interno dell'AMP di Bergeggi. Per quanto riguarda, invece, le aree protette di Capo Mortola e Portovenere, all'interno delle quali la regolamentazione delle attività rispecchia quanto avviene nelle zone di protezione C delle AMP di Portofino e Cinque Terre, è stata considerata la media dei valori ottenuti all'interno della zona C.

## b. Contabilità biofisica

Al fine di stimare le risorse naturali che alimentano il sistema e caratterizzano l'area presa in esame, è stato necessario ricercare informazioni di dettaglio, che vengono riportate in Tabella 4, con le rispettive fonti di ricerca. I dati sono stati raccolti facendo riferimento all'anno 2019. I dati puntuali (e.g., ricavati da una specifica stazione meteorologica) o riferiti a determinate località (e.g., corrispondenti a limiti amministrativi, come i comuni), sono stati rielaborati in modo tale da ottenere valori medi per ciascuna unità biomarina.

Queste informazioni sono state convertite in unità di misura fruibili per la realizzazione dell'analisi energetica (Joule o grammi), attraverso i passaggi riportati nel paragrafo 2.3.2.1 Analisi energetica. Successivamente, per ottenere il valore di ogni elemento considerato in termini energetici (sej), sono state applicate le UEV riportate in Tabella 5.

Elemento	Riferimenti	
Radiazione solare ( $J m^{-2} a^{-1}$ )	ENEA ( <a href="http://www.solaritaly.enea.it/">http://www.solaritaly.enea.it/</a> )	Pannelli solari ( <a href="http://www.infopannellisolari.com/">http://www.infopannellisolari.com/</a> )
Vento ( $m s^{-1}$ )	ilMeteo ( <a href="https://www.ilmeteo.it/http://www.ilmeteo.it/">https://www.ilmeteo.it/http://www.ilmeteo.it/</a> )	
Pioggia ( $mm a^{-1}$ )	AMBIENTE IN LIGURIA: METEO ( <a href="http://www.cartografiarl.regione.liguria.it">http://www.cartografiarl.regione.liguria.it</a> <a href="https://geoportal.regione.liguria.it/">https://geoportal.regione.liguria.it/</a> )	
Calore geotermico ( $MW m^{-2}$ )	Geothopica – Banca Dati Nazionale Geotermica – CNR ( <a href="http://palici.igg.cnr.it/wm_geothopica/map.phtml?winsize=large&amp;language=it&amp;config=http://www.palici.igg.cnr.it/">http://palici.igg.cnr.it/wm_geothopica/map.phtml?winsize=large&amp;language=it&amp;config=http://www.palici.igg.cnr.it/</a> )	
Maree (cm)	Il Cybernauta ( <a href="https://www.paolociraci.it/">https://www.paolociraci.it/</a> )	
Onde	BOA CAPO MELE ( <a href="http://servizi-meteoliguria.arpal.gov.it/boacapomele.html">http://servizi-meteoliguria.arpal.gov.it/boacapomele.html</a> )	
Correnti ( $m s^{-1}$ )	BOA CAPO MELE ( <a href="http://servizi-meteoliguria.arpal.gov.it/boacapomele.html">http://servizi-meteoliguria.arpal.gov.it/boacapomele.html</a> )	

Tabella 4. Risorse naturali e rispettivi riferimenti

Elemento	UEVs		Riferimento
	Valore	Unità di misura	
Carbonio	1,02E+08	sej $g^{-1}$	Campbell et al. (2014)
Azoto	7,40E+09	sej $g^{-1}$	Odum (1996)
Fosforo	2,86E+10	sej $g^{-1}$	Odum (1996)
Sole	1,00E+00	sej $g^{-1}$	Odum (1996)
Potenziale chimico pioggia	2,93E+04	sej $J^{-1}$	Odum (1996)
Vento	2,41E+03	sej $J^{-1}$	Odum (1996)
Corrente cinetica	1,77E+07	sej $J^{-1}$	Brown e Bardi (2001)
Calore geotermico	5,53E+04	sej $J^{-1}$	Odum (1996)
Maree	2,71E+04	sej $J^{-1}$	Odum (1996)

Run off	6,61E+04	sej J <sup>-1</sup>	Odum (1996)
---------	----------	---------------------	-------------

*Tabella 5. Valori delle UEVs utilizzate*

La raccolta di queste informazioni ha consentito il calcolo delle risorse naturali necessarie, secondo le formule riportate nel paragrafo 2.3.2.1 Analisi energetica al fine del computo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali associato a ciascun habitat e a ciascuna unità biomarina. Questo è stato realizzato sia a livello estensivo (per l'intero habitat o unità biomarina) sia a livello intensivo (valori per unità di superficie).

### **c. Conversione in termini monetari**

Una volta ottenuti i valori energetici per unità biomarina, questi sono stati convertiti, attraverso l'uso dell'indice EMR, nell'equivalente valore monetario (em€). In questo studio è stato utilizzato il valore dell'indice per l'euro, pari a 9,60E+11 sej €<sup>-1</sup> (Pereira et al., 2013).

### **2.4.3 Identificazioni di forzanti lungo costa**

In questa fase è stata effettuata una ricerca atta a raccogliere informazioni e dati relativi alla localizzazione di variabili presenti lungo la costa ligure, sia a terra sia a mare, definite "forzanti". Con il termine "forzante" si identifica una variabile che può alterare un sistema naturale e, di conseguenza, può incidere sia positivamente sia negativamente sul valore del capitale naturale e dei flussi ambientali ad esso connessi. Le forzanti individuate, sia di tipo naturale sia di tipo antropico, sono le seguenti:

- Intensità della radiazione solare
- Velocità del vento media all'anno
- Quantità di pioggia caduta nel corso dell'anno
- Escursioni di marea
- Stato del moto ondoso
- Intensità delle correnti marino costiere
- Temperatura dell'acqua marino costiera
- Tipo di fondale (e.g., fondi duri/molli)
- Tipo di coste (e.g., coste di tipo roccioso/sabbioso/ciottoloso)
- Esposizione dei versanti
- Latitudine e longitudine
- Presenza di aree soggette a frane

- Presenza di diversi tipi di strutture ricettive nei comuni costieri (e.g., alberghi, bed & breakfast, campeggi)
- Presenza di spiagge balneabili
- Svolgimento di attività subacquea presso siti costieri
- Presenza di ferrovie lungo costa
- Presenza di diversi tipi di impianti di allevamento in mare (e.g., mitilicoltura, maricoltura)
- Presenza di diversi tipi di opere di difesa (e.g., pennello, isola, aderente, realizzata con calcestruzzo)
- Presenza di coste artificiali
- Opere di ripascimento in alcune spiagge
- Densità di popolazione nei comuni costieri
- Presenza di diversi tipi di tessuto urbano lungo la fascia costiera (e.g., tessuto urbano continuo, tessuto urbano continuo e mediamente denso, aree industriali)
- Presenza di SIC marini
- Presenza di SIC terrestri
- Localizzazione di aree di divieto per la pesca
- Localizzazione di aree di divieto per l'ancoraggio

Le informazioni relative ad ogni forzante sono state reperite come descritto in Appendice 1: Fonti cartografiche e, nei paragrafi sottostanti, sono riportate nel dettaglio le elaborazioni effettuate per ciascuna unità biomarina. L'elaborazione spaziale dei dati raccolti e le mappe finali sono state ottenute dall'intersezione delle mappe di distribuzione delle diverse forzanti con la mappa delle unità biomarine per cui è stato possibile attribuire a ciascuna unità biomarina un valore di intensità media per ciascuna forzante.

### ***Temperatura dell'acqua marino costiera***

Le informazioni sulla temperatura dell'acqua sono state reperite da un'immagine, in formato raster, del satellite Giovanni dal sito della NASA nella quale ogni pixel riporta informazioni sulla temperatura media annuale (anno 2019) delle acque marino costiere del Liguria (Figura 9). Tramite QGIS l'immagine è stata convertita da raster a vettoriale e intersecata successivamente con le unità biomarine in modo da ottenere il valore medio di temperatura annuale per ciascuna unità.

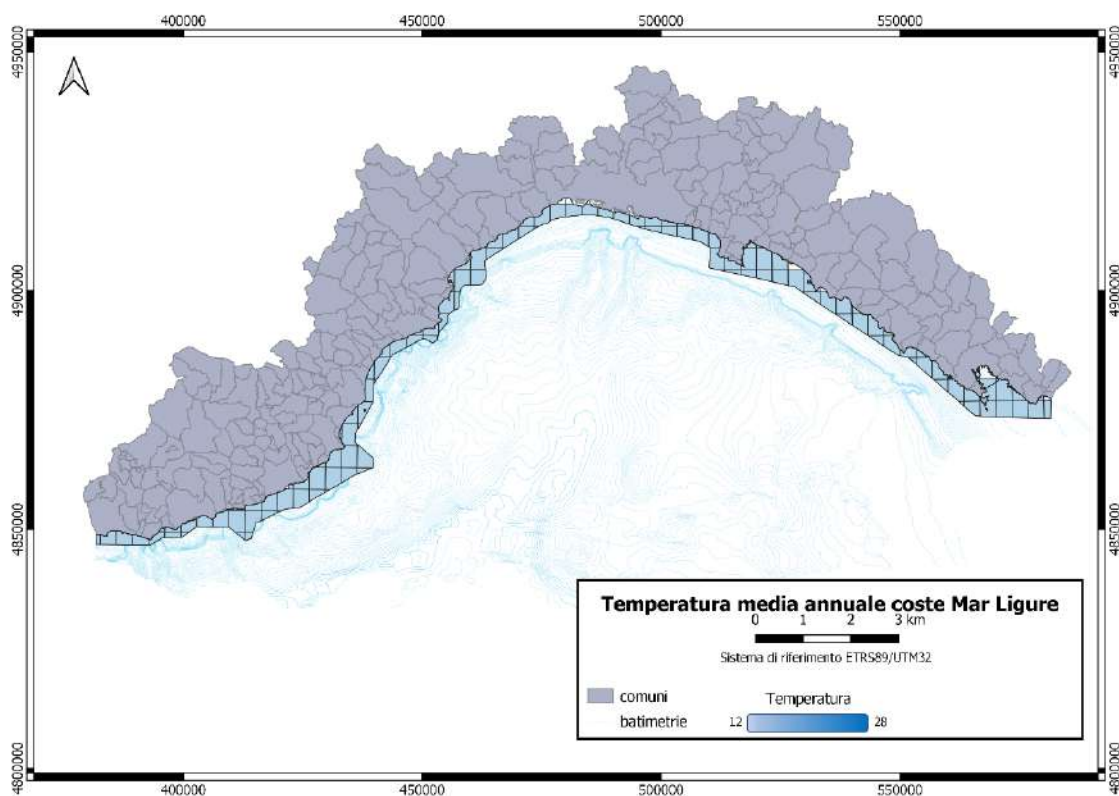


Figura 9. Temperatura media annuale per le acque marino costiere della Liguria

### Tipo di fondale

Per definire il tipo di fondale costiero che caratterizza la regione Liguria e categorizzarlo in fondo duro (roccia, scogli e opere antropiche) o fondo molle (formato da sabbia e fango) sono state ottenute informazioni a partire dagli habitat riportati all'interno dell'Atlante degli Habitat Marino Costieri della Liguria (Diviacco et al., 2020) e classificate in base all'appartenenza al tipo di fondale (Tabella 6), seguendo il metodo di Ardizzone (2010-2011).

Il substrato duro può avere una diversa struttura e costituzione mineralogica ed è caratterizzato da irregolarità delle superfici, le quali determinano piccole variabilità ambientali (Ardizzone, 2012).

Il substrato molle è, invece, caratterizzato da diversa granulometria degli elementi costitutivi: si distinguono infatti elementi che spaziano dai ciottoli (da qualche cm a 25 cm) fino alle argille fini (meno di un micron) (Ardizzone, 2012).

Habitat	Nomenclatura tesi	Fondo duro	Fondo molle
AF	Alghe fotofili infralitorali di substrato duro	X	
AFA	Alghe fotofili infralitorali di substrato artificiale	X	
AF-BR	Alghe fotofili infralitorali di substrato beach-rock	X	
ASC	Alghe sciafile circalitorali	X	
ASI	Alghe sciafile infralitorali	X	

C	Coralligeno	X	
CAU	<i>Caulerpa taxifolia</i>		X
C-F	Coralligeno su fanghi		X
CYL	<i>Caulerpa cylindracea</i>		X
CYM	<i>Cymodocea nodosa</i>		X
CYM E CAU	<i>Cymodocea nodosa</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>		X
CYM-DENSA	<i>Cymodocea nodosa</i> densa		X
CYM-MMP	<i>Cymodocea nodosa</i> su Matte morta		X
CYM-POS	<i>Cymodocea nodosa</i> con <i>Posidonia oceanica</i>		X
DC	Fondi detritici		X
DI	Fondi detritici infangati		X
F	Fanghi		X
GR	Grotte	X	
MMP	Matte morts		X
MOS	Mosaico di <i>Posidonia oceanica</i>		X
POS	<i>Posidonia oceanica</i>		X
POS E CAU	<i>Posidonia oceanica</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>		X
POS-ROC	<i>Posidonia oceanica</i> tra e su roccia	X	
RL	Roccia	X	
S	Sabbie		X
SGC	Sedimenti grossolani		X
SGC-C	Sabbie grossolane e coralligeno		X

Tabella 6. Tipo di fondo per habitat

Una volta classificati gli habitat secondo la tipologia di fondale, sono state calcolate le superfici di fondale duro e molle per unità biomarina, andando a sommare le superfici degli habitat appartenenti alla prima categoria o alla seconda in ciascuna unità. Infine, questi valori sono stati riportati come percentuale di superficie occupata rispetto alla superficie totale di ciascuna unità.

### **Tipo di costa**

Le informazioni relative a questa forzante sono state ricavate mediante le descrizioni della linea di costa (Figura 10), che includono dati relativi la distinzione del tipo di costa in:

- Rocciosa
- Sabbiosa
- Ghiaiosa

La linea di costa è stata, quindi, suddivisa nelle diverse unità biomarine ed è stata successivamente calcolata la percentuale di ciascun tipo di costa per unità biomarina.

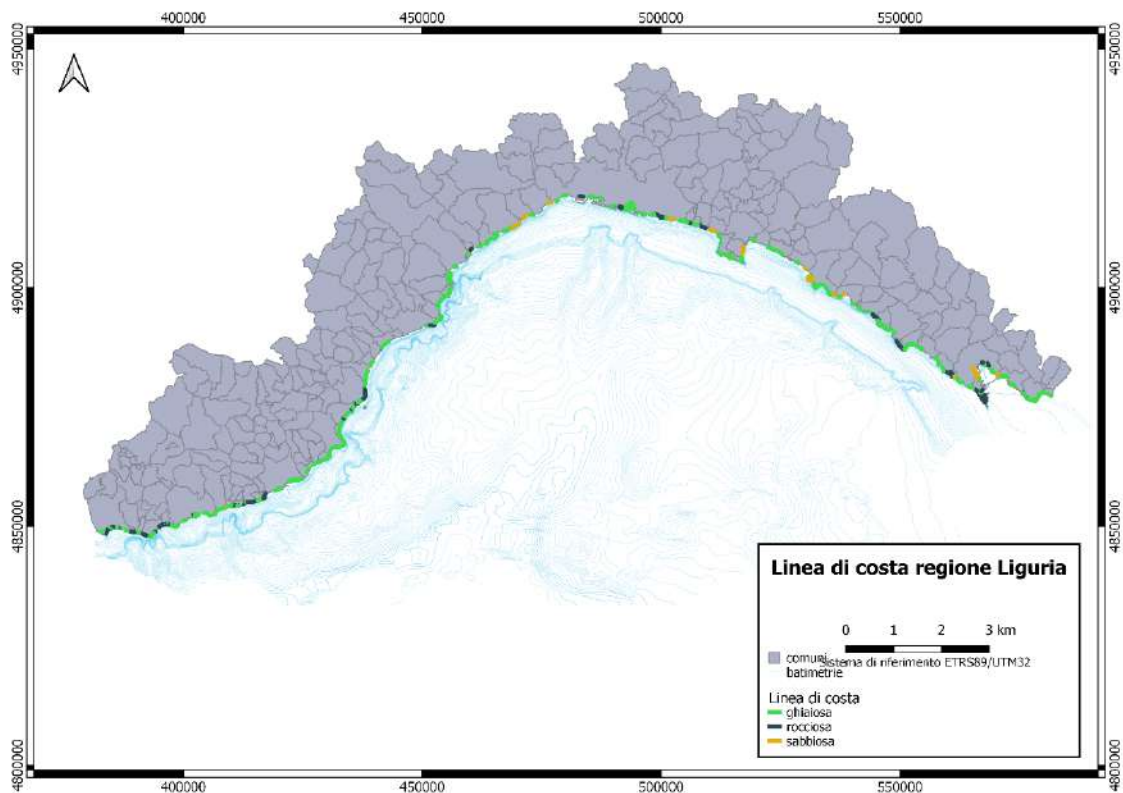


Figura 10. Linea di costa della regione Liguria utilizzata per la classificazione del tipo di costa

### ***Esposizione dei versanti***

L'esposizione dei versanti è stata ottenuta mediante l'analisi dell'immagine raster derivata dal Modello Digitale Terrestre (DTM) (Figura 11). Dall'immagine contenente dati riguardanti l'esposizione dell'intera regione, sono stati ricavati i valori di esposizione riguardanti solamente la costa. Successivamente è stato attribuito un valore di esposizione media alle diverse unità biomarine.

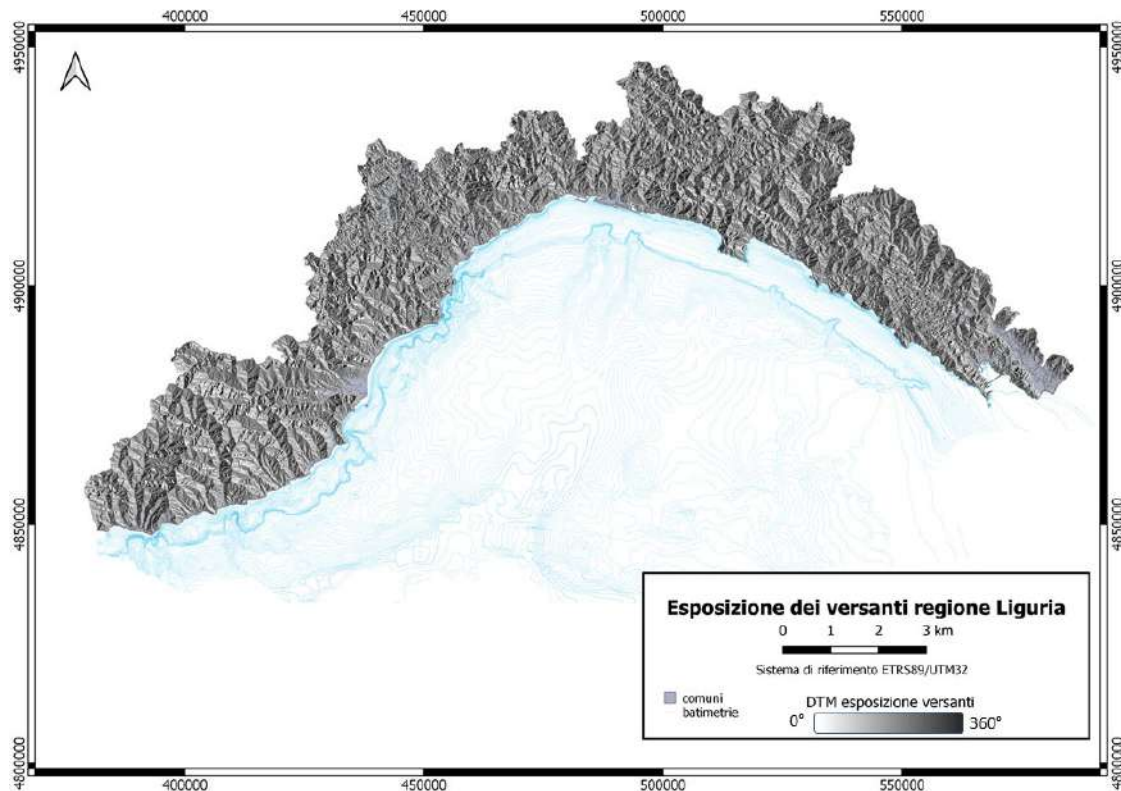


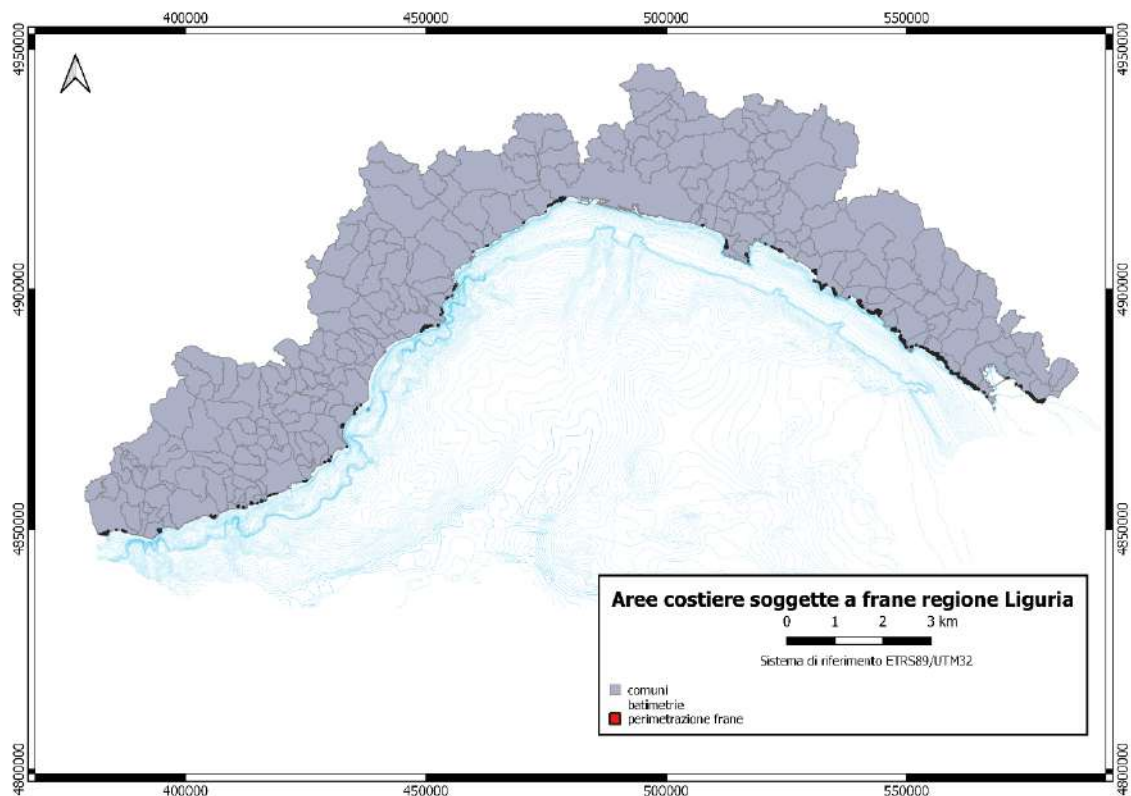
Figura 11. Esposizione dei versanti, espressa in gradi, ottenuta dal DTM della regione Liguria

### **Latitudine e longitudine**

Attraverso QGIS è stata ottenuta la coordinata media (centroide) per ciascuna unità biomarina.

### **Presenza di aree soggette a frane**

Le perimetrazioni delle aree soggette a frane (Figura 12), sono state inizialmente selezionate considerando quelle che ricadono lungo la linea di costa, perché potenzialmente più impattanti sugli habitat marini costieri. Successivamente, ciascuna area franosa è stata attribuita all'unità biomarina corrispondente, in cui la frana provoca potenzialmente un impatto, tenendo conto dell'unità adiacente corrispondente e del versante in cui ricade.



*Figura 12. Aree costiere soggette a frane*

### ***Presenza di diversi tipi di strutture ricettive nei comuni costieri***

Per la localizzazione delle strutture ricettive sono stati presi in considerazione i dati che si riferiscono esclusivamente ai comuni costieri, in quanto, in questa posizione l'azione esercitata da questa categoria di forzanti si ipotizza essere potenzialmente più rilevante sull'area marino-costiera. Le strutture ricettive individuate sono state raggruppate in quattro macrocategorie in base alle somiglianze dei servizi proposti (Figura 13):

- Alberghi, ostelli e locande
- Campeggi, villaggi turistici, parchi
- Rifugi escursionistici
- Bed & Breakfast

Come per le altre forzanti, ad ogni struttura è stata attribuita l'unità biomarina di appartenenza, così da poter contare il numero di strutture ricettive per unità. Infine, i dati raccolti sono stati convertiti in numero di strutture ricettive per superficie di unità biomarina.

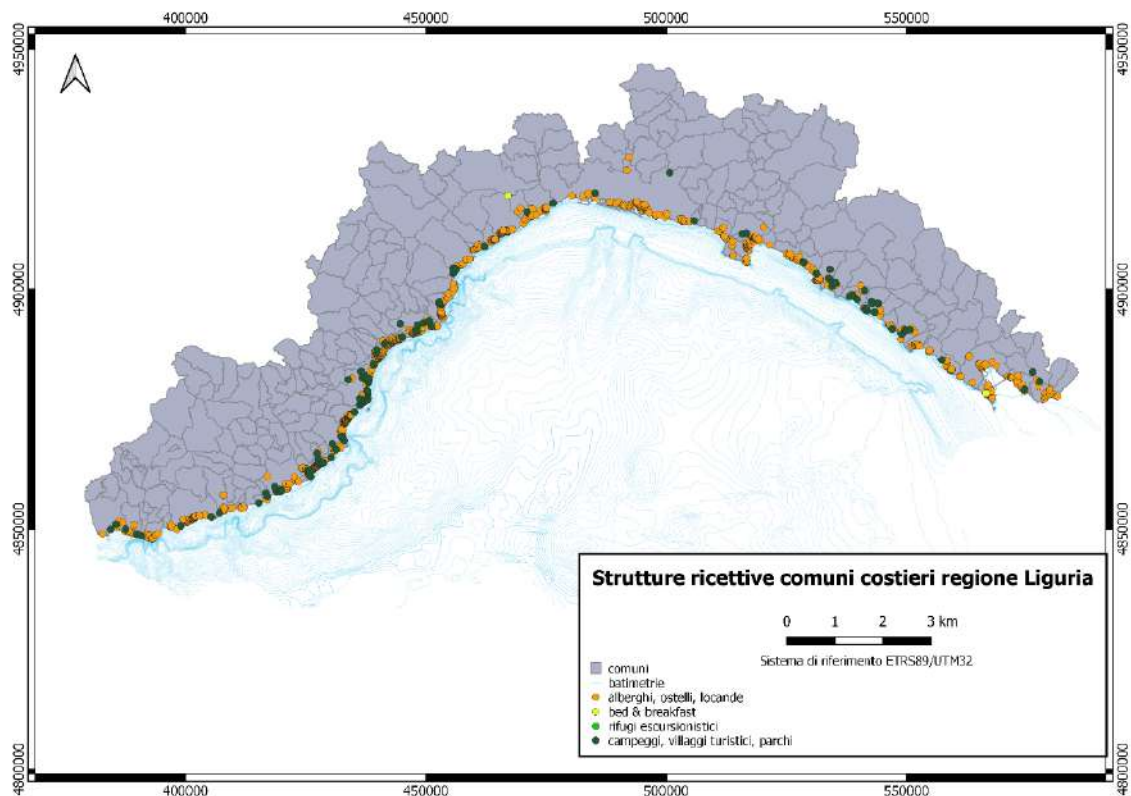


Figura 13. Presenza delle strutture ricettive, suddivise nelle quattro categorie considerate, lungo i comuni costieri della Liguria

### **Presenza di spiagge balneabili**

I dati di partenza per l'individuazione delle spiagge balneabili sono molteplici. Attraverso l'analisi del Piano di Tutela delle acque della regione Liguria e della lista delle acque balneabili, il cui monitoraggio è aggiornato da ARPAL per l'anno 2019 (Figura 14), sono state ottenute le coordinate delle spiagge balneabili liguri. Queste informazioni sono state poi confrontate con le localizzazioni dei tratti di costa caratterizzati dalla presenza di spiagge (Figura 15). Il risultato finale ha permesso di individuare tutti i tratti di costa balneabili. Questi sono stati poi assegnati all'unità biomarina in cui ricadono e, per ciascuna unità, è stata calcolata la percentuale di linea di costa balneabile.

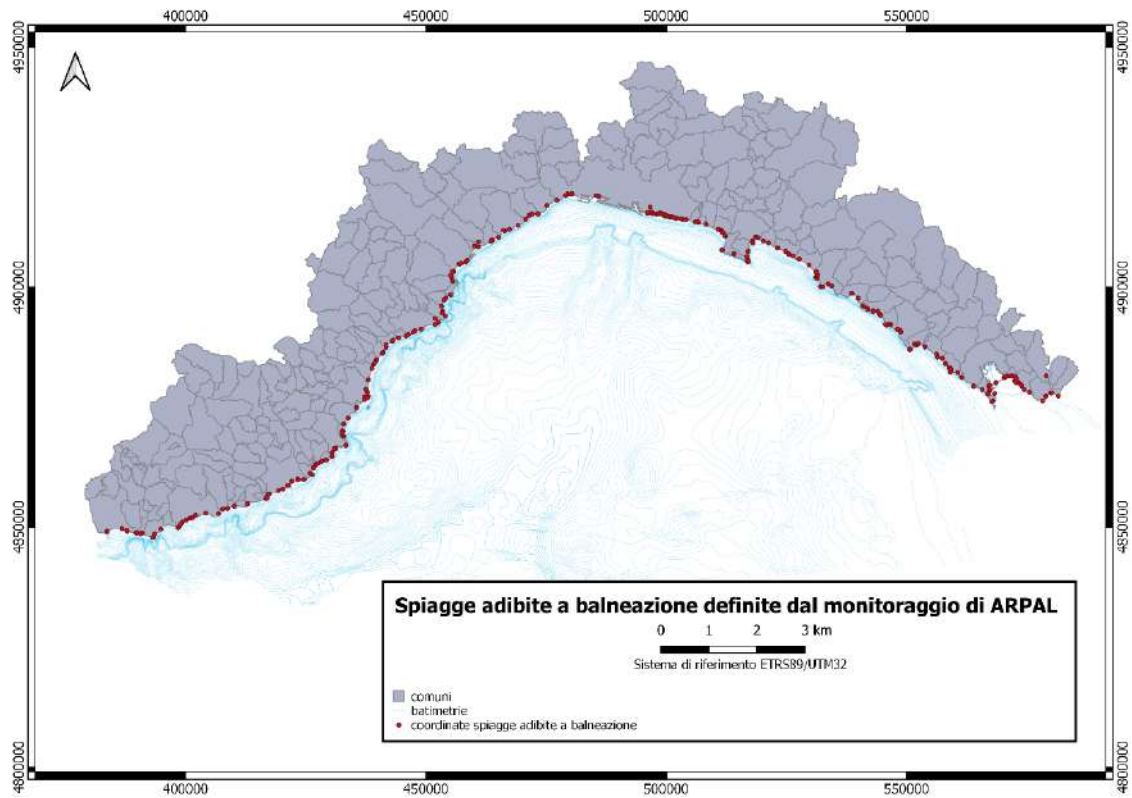


Figura 14. Localizzazione delle spiagge adibite alla balneazione individuate dal monitoraggio effettuato da ARPAL nel 2019

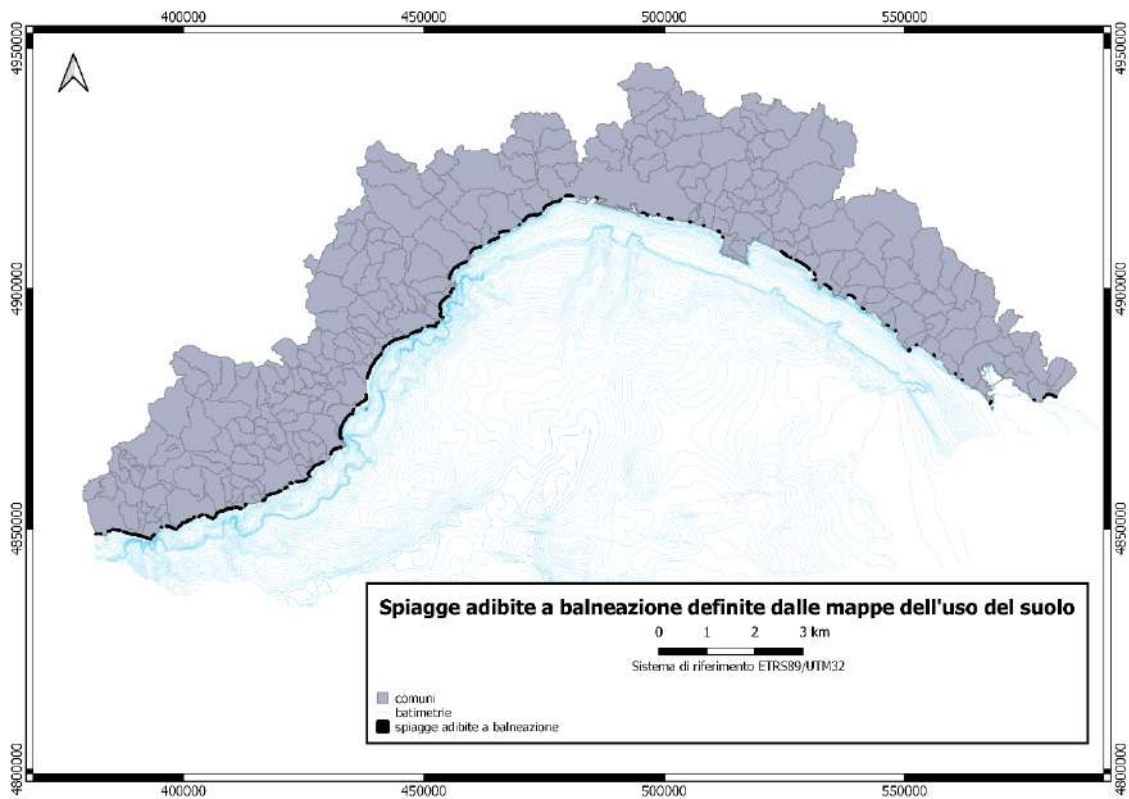
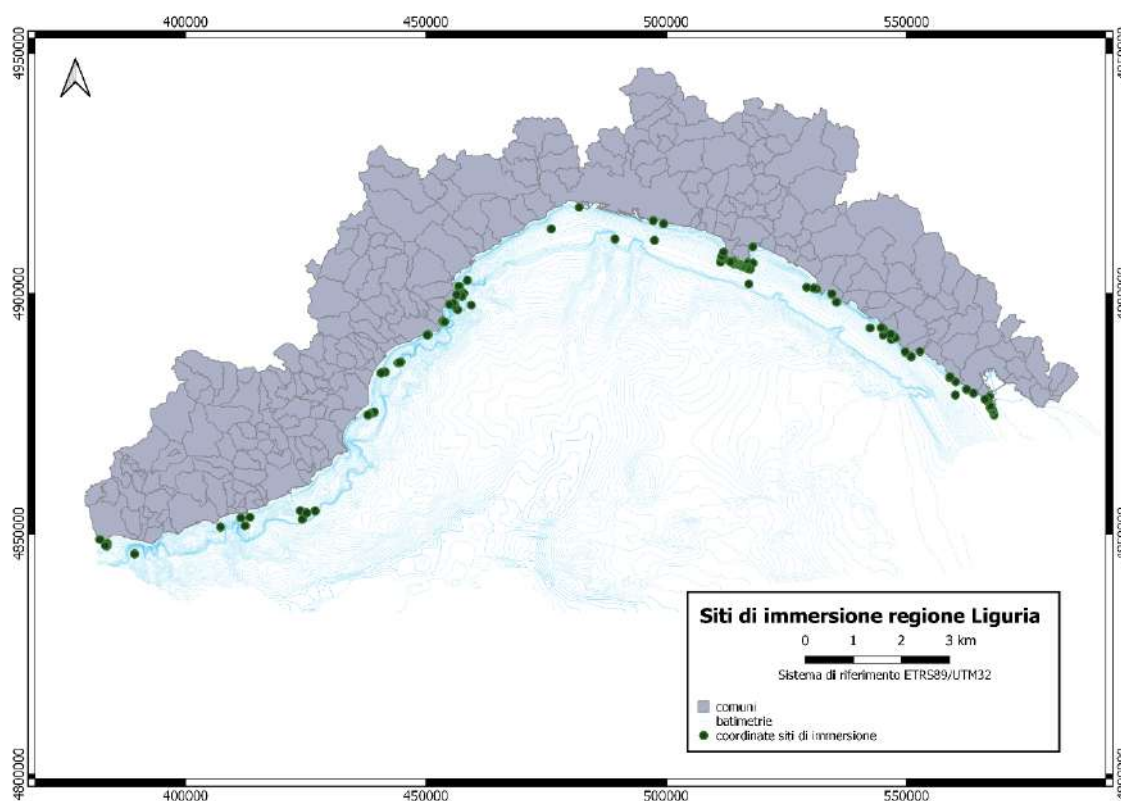


Figura 15. Spiagge adibite a balneazione individuate attraverso la mappa dell'uso del suolo

### ***Svolgimento di attività subacquea presso siti costieri***

I dati di partenza per questa categoria di forzanti sono le coordinate dei siti in cui si effettuano immersioni registrate nell'area marino-costiera ligure da subacquei nel logbook di immersioni (<https://www.logbookimmersioni.it/>) e quelle indagate nell'ambito dei progetti Interreg Marittimo GIREPAM (Gestione Integrata delle Reti Ecologiche attraverso i Parchi e le Aree Marine) e NEPTUNE (PatrimoNio naturalE e cultURale sommerso e gestione sosteNibile della subacquEa ricreativa) (Figura 16). I punti sono stati corrispettivamente attribuiti alle unità biomarine di appartenenza. Dopodiché è stata calcolata la densità dei siti di immersione sulla superficie di ciascuna unità.



*Figura 16. Localizzazione dei siti di immersione lungo costa attraverso l'utilizzo del logbook di immersioni e le coordinate dei siti riportati nei progetti GIREPAM e NEPTUNE*

### ***Presenza di ferrovie lungo costa***

Per questa forzante (Figura 17) sono state considerate le linee ferroviarie dei comuni costieri liguri, in particolare quelle localizzate ad una distanza da costa inferiore a 500 m. Ad ogni porzione di linea ferroviaria è stata attribuita l'unità biomarina appartenente e, infine, calcolata la percentuale occupata sulla linea di costa per ciascuna unità.

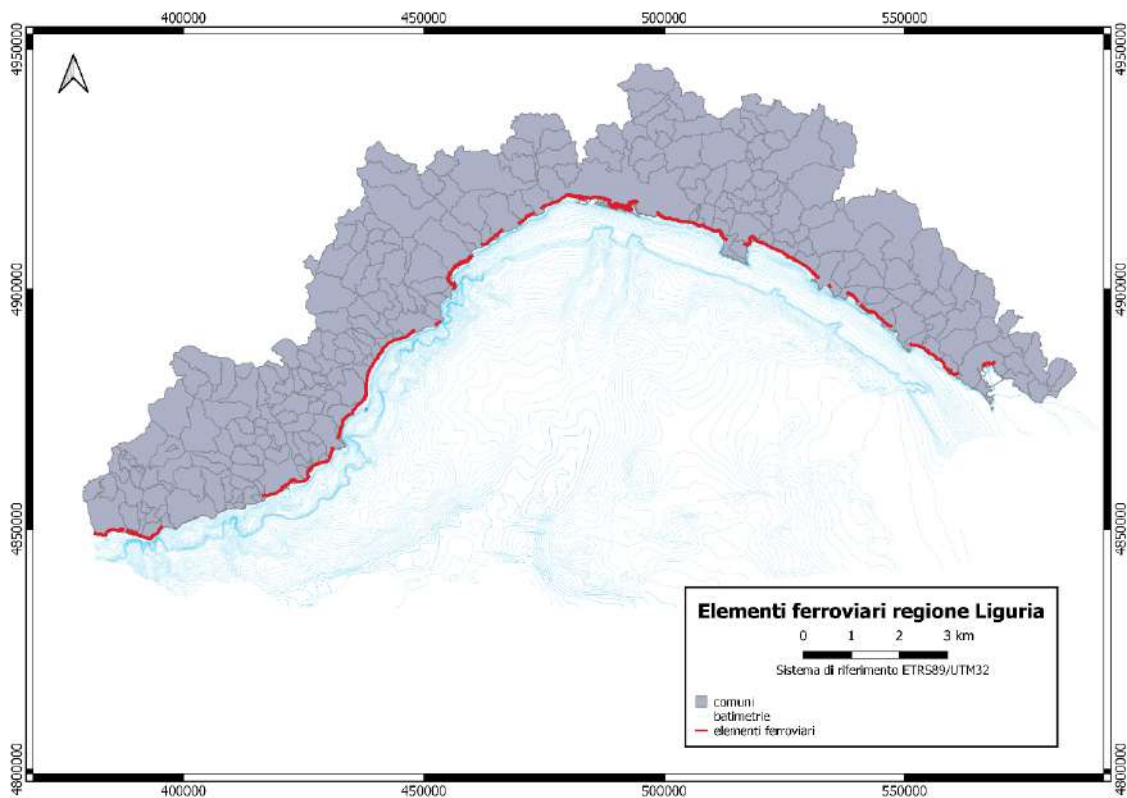


Figura 17. Elementi ferroviari compresi nei 500 m di distanza dalla linea di costa

### ***Presenza di diversi tipi di impianti di allevamento in mare***

La cartografia disponibile fornisce informazioni relative sia alla localizzazione che alla superficie occupata da diversi tipi di impianti (Figura 18), in particolare:

- Maricoltura
- Mitilicoltura
- Barriere artificiali di ripopolamento ittico
- Impianti di pesca

Per tutti gli elementi è stata attribuita l'unità biomarina di appartenenza ed è stata calcolata la percentuale di area occupata sulla superficie di ciascuna unità.

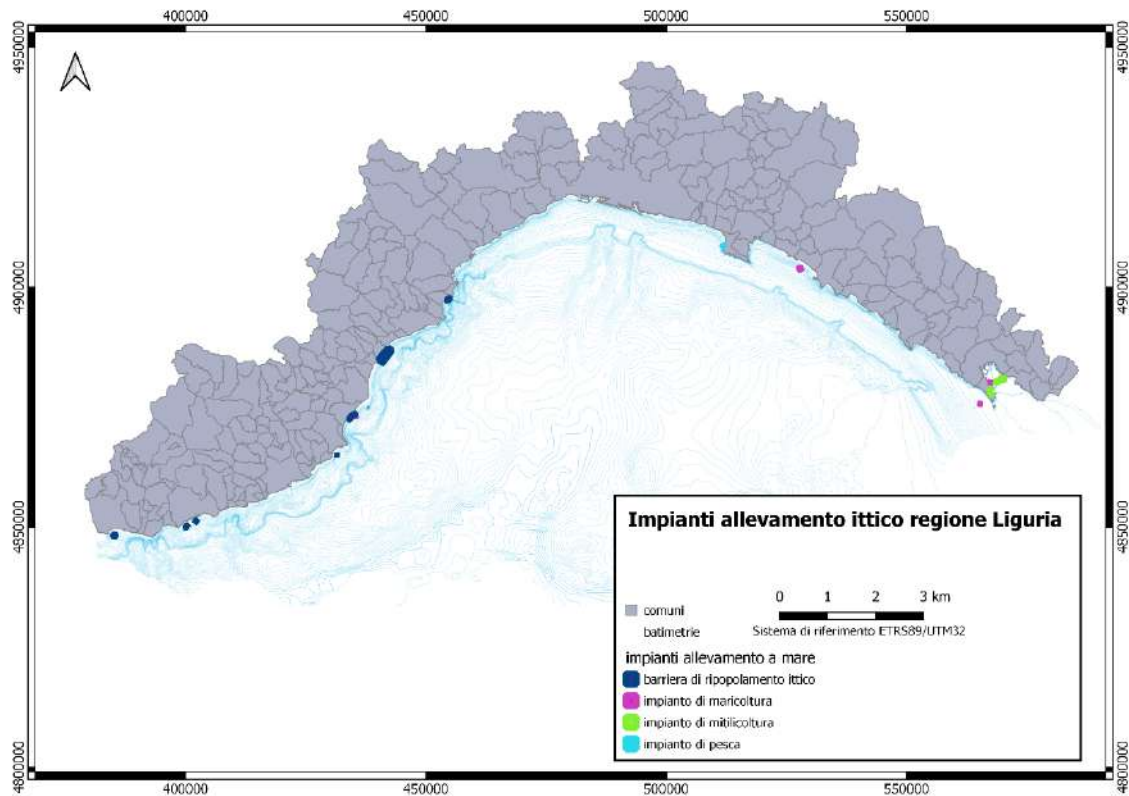


Figura 18. Impianti di allevamento ittico

### **Presenza di diversi tipi di opere di difesa**

Partendo dalla cartografia delle opere di difesa presenti lungo la costa ligure (Figura 19) sono state considerate le seguenti tipologie di strutture:

- Difesa parallela
- Difesa aderente
- Difesa a pennello
- Difesa a setto
- Difesa a isola

A loro volta, esse possono essere raggruppate in categorie in base al tipo di materiale utilizzato per la loro costruzione o sulla base della posizione che occupano:

- Sacchi
- Massi
- Calcestruzzo
- Misto
- Difesa sommersa
- Difesa emersa

Per ogni unità biomarina sono state contate le opere di difesa, in modo tale da ottenere i valori di densità per superficie di unità.

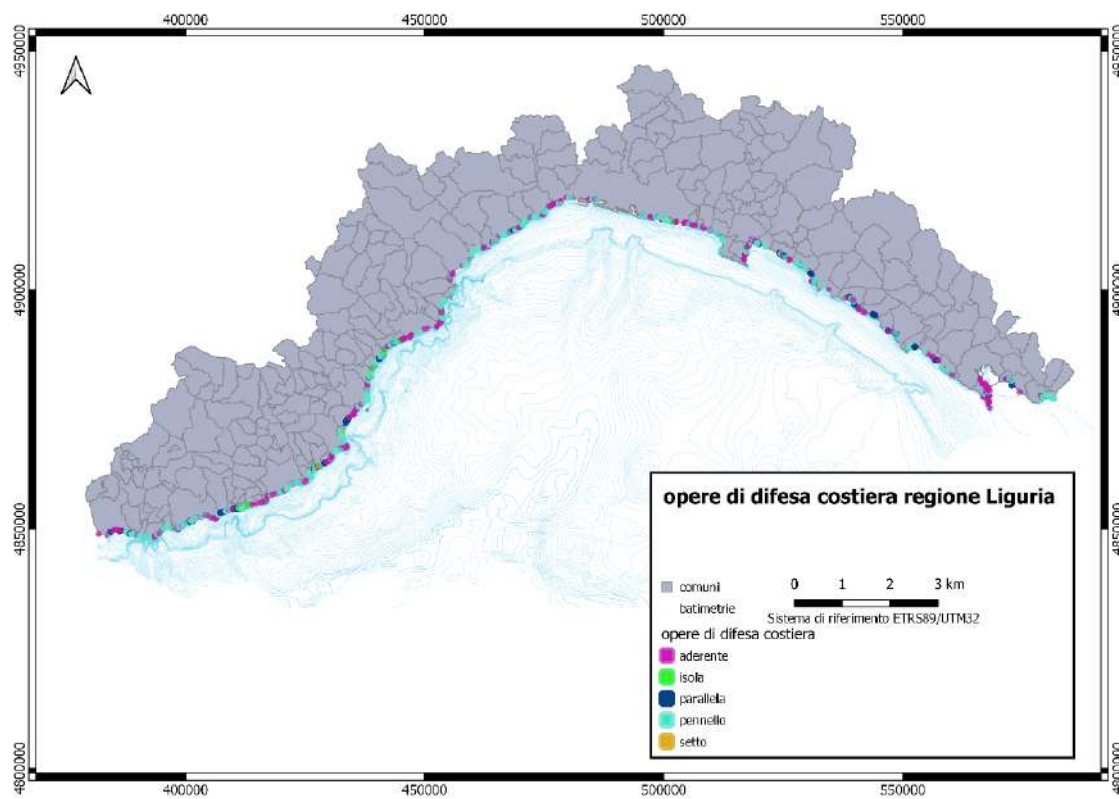


Figura 19. Opere di difesa costiera

### ***Presenza di coste artificiali***

I dati necessari per la ricerca di questa forzante sono stati estratti dalla linea di costa (Figura 20) utilizzando lo stesso metodo della forzante "tipo di costa". Per ogni unità è stata quindi calcolata la percentuale di linea di costa caratterizzata da materiale artificiale.

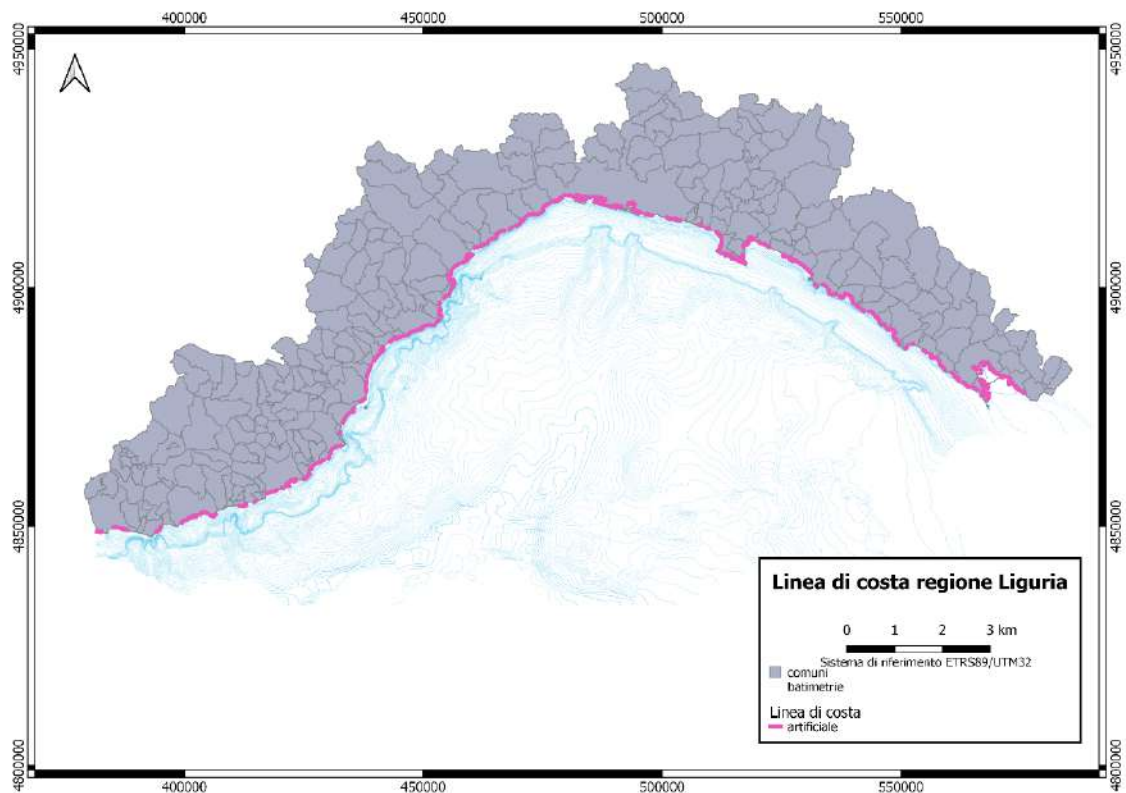


Figura 20. Linea di costa della regione Liguria utilizzata per la classificazione della costa artificiale

### **Opere di ripascimento in alcune spiagge**

Il Geoportale della Regione Liguria fornisce informazioni riguardanti i siti in cui sono state effettuate opere di ripascimento negli anni che intercorrono tra il 2003 ed il 2007 (Figura 21). La linea di costa è stata suddivisa in base alla presenza delle zone in cui è stato localizzato un ripascimento e, ad ogni tratto, è stata attribuita l'unità biomarina di appartenenza per ottenere, per ciascuna unità, la percentuale di linea di costa in cui è stato effettuato almeno una volta negli anni questo tipo di intervento.

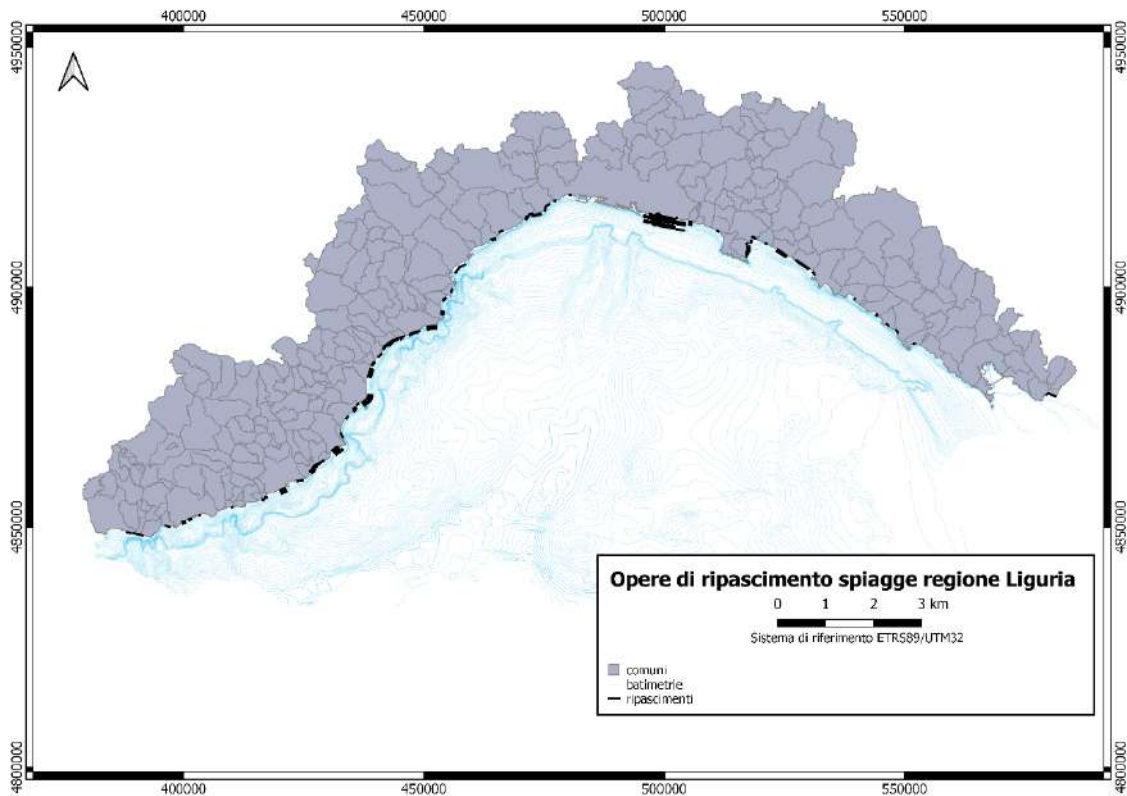


Figura 21. Opere di ripascimento di alcune spiagge della Liguria tra il 2003 e 2007

### **Presenza di scarichi e condotte a mare**

Per questa forzante i dati considerati sono (Figura 22):

- Scarichi dei comuni costieri collocati in prossimità di fiumi e torrenti che sfociano in mare (generalmente si tratta di scarichi industriali);
- Condotte di scarico a mare.

Per entrambi è stato calcolato il numero di scarichi ricadenti in ogni unità biomarina in modo tale da ottenere il valore di densità per superficie di unità.

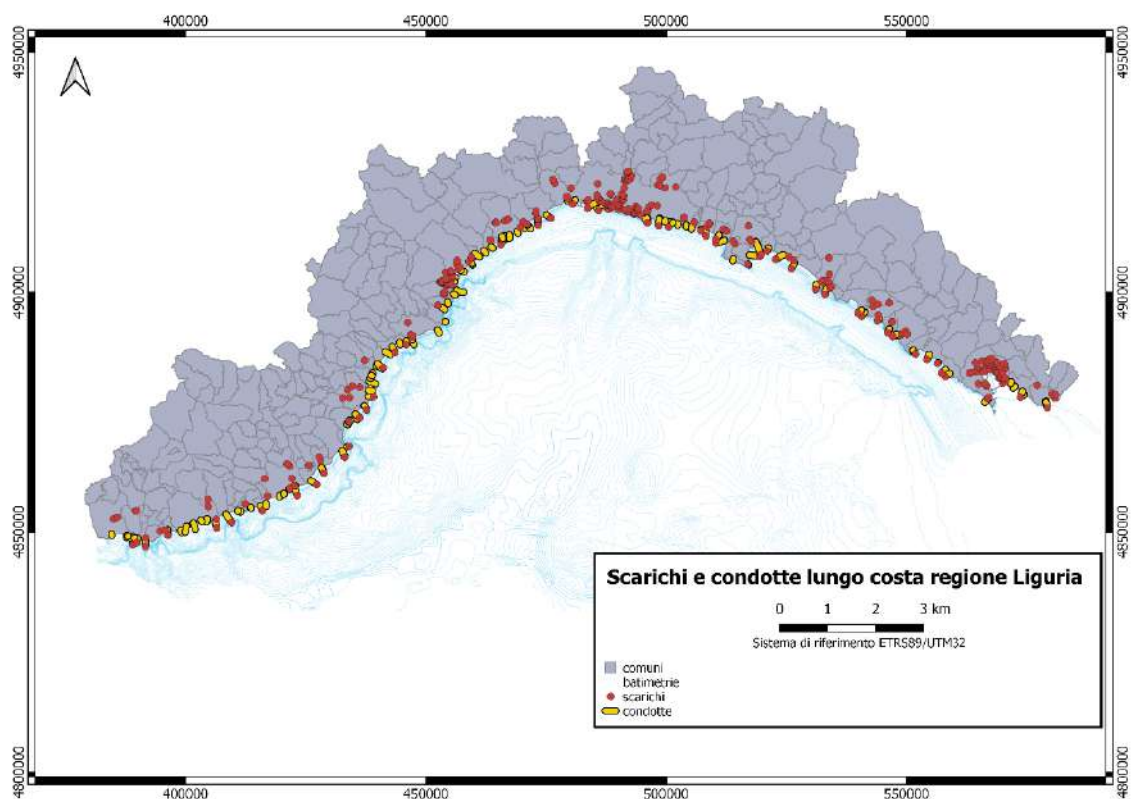


Figura 22. Scarichi e condotte lungo fiumi e costa

### **Densità di popolazione nei comuni costieri**

Tramite i dati ISTAT (Istituto Nazionale di Statistica, <http://dati.istat.it><https://www.istat.it/>) riferiti all'anno 2020 è stato ricavato il numero di abitanti presente nei comuni costieri liguri (Tabella 7).

In base alla posizione dei comuni costieri è stato attribuito il numero di abitanti alle unità biomarine più prossime al comune. Per ogni unità biomarina è stata, quindi, calcolata la densità di popolazione sommando i valori numerici ottenuti per comune costiero che si affaccia sull'unità presa in considerazione e utilizzando come superficie quella rispettiva.

<b>Comuni costieri</b>	<b>n.o abitanti</b>
Alassio	10'538
Albenga	23'524
Albisola Superiore	9'800
Albissola Marina	5'286
Ameglia	4'335
Andora	7'327
Arenzano	11'248
Bergeggi	1'066
Bogliasco	4'419
Bonassola	832

Bordighera	10'154
Borghetto Santo Spirito	4'629
Borgio Verezzi	2'119
Camogli	5'136
Camporosso	5'491
Celle Ligure	5'075
Ceriale	5'431
Cervo	1'142
Chiavari	27'465
Cipressa	1'201
Cogoleto	8'944
Costarainera	762
Deiva Marina	1'364
Diano Marina	5'779
Finale Ligure	11'229
Framura	623
Genova	565'752
Imperia	41'969
La Spezia	92'550
Laigueglia	1'746
Lavagna	12'440
Lerici	9'837
Levanto	5'349
Loano	10'820
Moneglia	2'653
Monterosso al Mare	1'397
Noli	2'554
Ospedaletti	3'116
Pietra Ligure	8'477
Pieve Ligure	2'474
Portofino	372
Portovenere	3'388
Rapallo	29'178
Recco	9'676
Riomaggiore	1'421
Riva Ligure	2'804
San Bartolomeo al Mare	3'052
San Lorenzo al Mare	1'259
Sanremo	52'622
Santa Margherita Ligure	8'906
Santo Stefano al Mare	2'050
Sarzana	21'930
Savona	59'439
Sestri Levante	18'149

Sori	4'056
Spotorno	3'583
Taggia	13'915
Vado Ligure	8'217
Vallecrosia	6'834
Varazze	12'899
Ventimiglia	23'911
Vernazza	776
Zoagli	2'369
<b>Totale</b>	<b>1'226'859</b>

*Tabella 7. Numero abitanti dei comuni costieri (ISTAT 2020)*

### ***Presenza di diversi tipi di tessuto urbano lungo la fascia costiera***

Anche in questo caso, dalle informazioni ottenute dalla mappa dell'uso del suolo, sono stati presi in considerazione solo i dati relativi ai comuni costieri (Figura 23) e l'attribuzione dell'unità biomarina è stata eseguita come per la forzante relativa alla densità di popolazione. In questo modo è stato possibile ottenere valori percentuali di tessuto urbano rispetto alla linea di costa di ciascuna unità.

In particolare, sono state considerate le seguenti categorie:

- Tessuto urbano continuo denso
- Tessuto urbano continuo mediamente denso
- Tessuto urbano discontinuo mediamente denso
- Tessuto urbano discontinuo sparso
- Aree industriali o artigianali

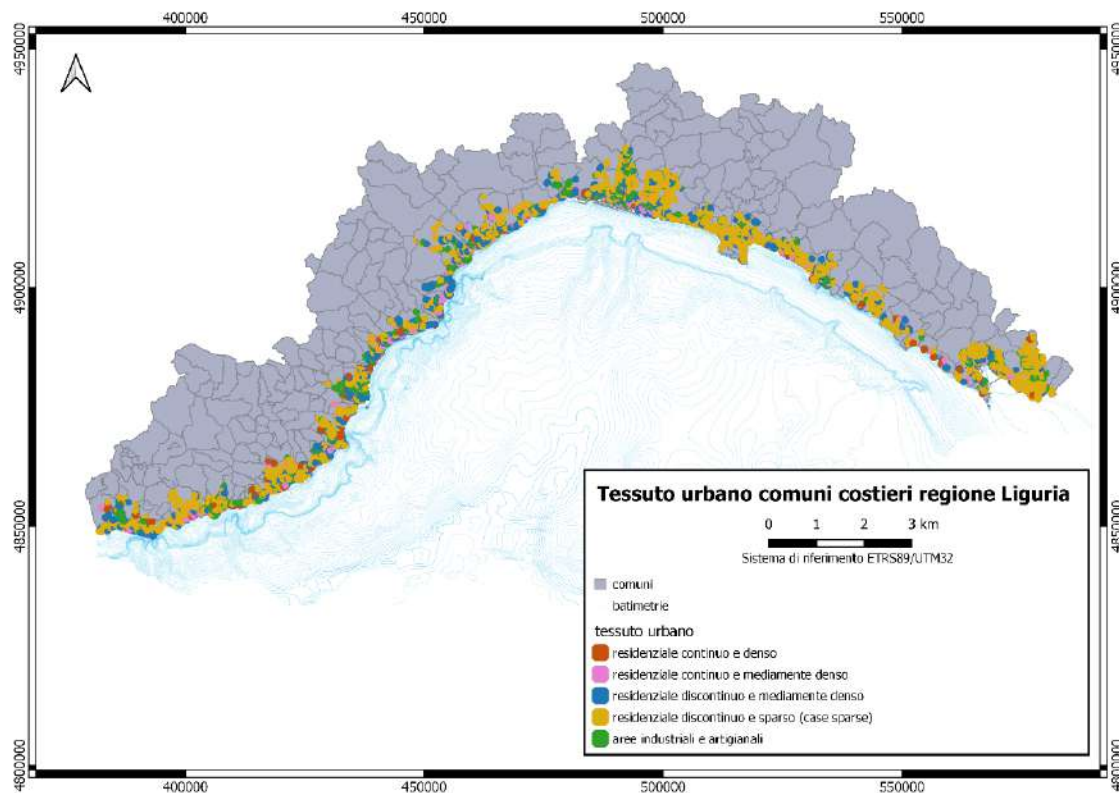


Figura 23. Tipi di tessuto urbano per i comuni costieri della Liguria ottenuti mediante l'analisi della mappa dell'uso del suolo

### **Presenza di SIC marini e terrestri**

Dal Geoportale sono state ricavate le informazioni relative alla localizzazione ed all'estensione di aree di protezione presenti sia a terra sia a mare (SIC-Siti di Interesse Comunitario) (Figura 24). Nel caso dei SIC terrestri, sono stati considerati quelli situati all'interno dei comuni costieri. Ad ogni SIC è stata poi attribuita l'unità biomarina di appartenenza in base alla posizione occupata e calcolato un valore percentuale della proporzione dell'area protetta sulla linea di costa. Per quanto riguarda invece i SIC marini, sono state assegnate e divise le superfici dei SIC alle unità biomarine di appartenenza e calcolate le superfici totali per ciascuna unità. Successivamente sono stati rapportati questi valori con le superfici delle rispettive unità biomarine, per poter ottenere il valore percentuale di superficie occupata dal SIC.

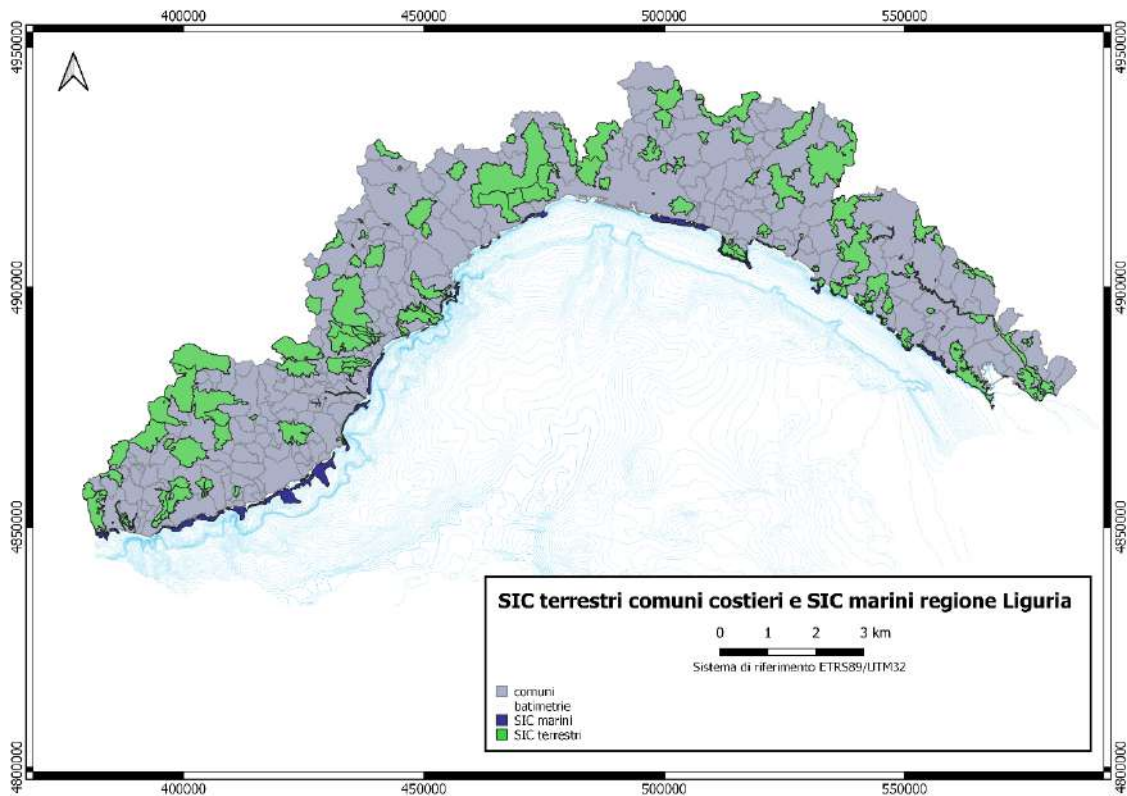


Figura 24. SIC terrestri e SIC marini

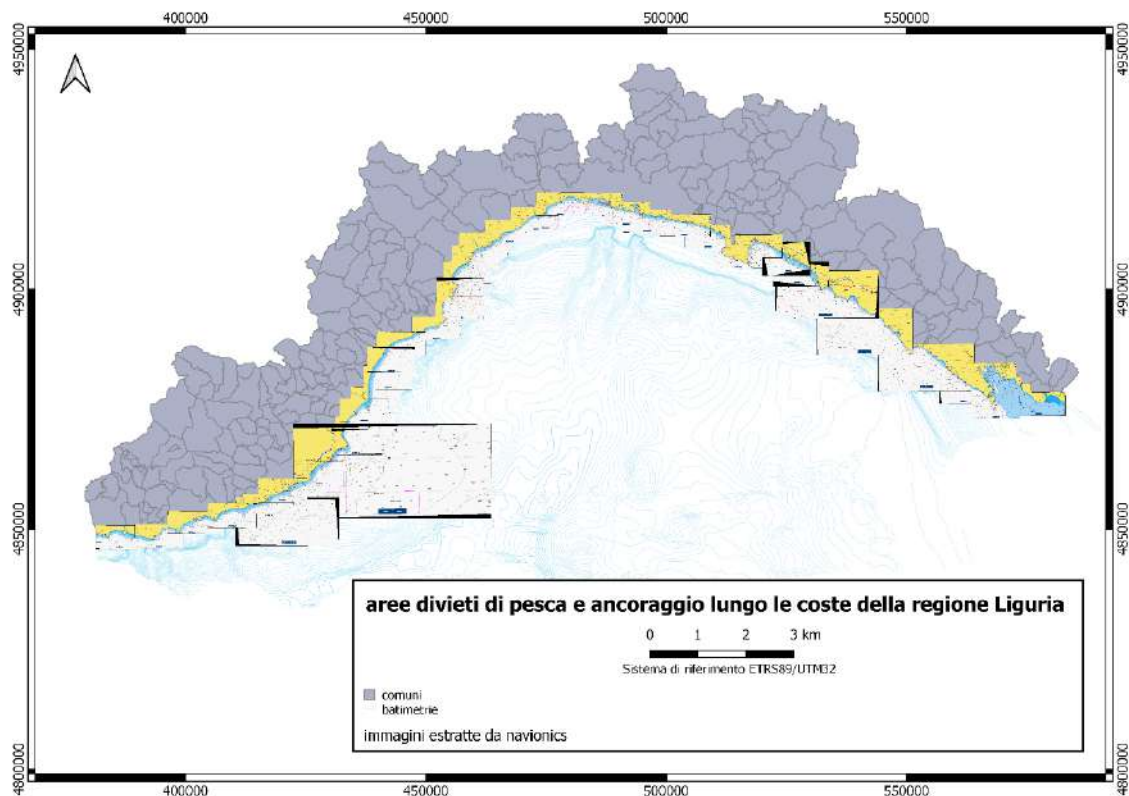
### **Localizzazione di aree di divieto per la pesca**

La posizione e l'estensione delle zone in cui è presente questo tipo di divieto sono state ricavate dal sito Navionics (<http://www.navionics.com/ita>) e riportate nel sistema QGIS (Figura 25).

Ogni area soggetta a divieto di pesca è stata attribuita all'unità biomarina all'interno della quale ricade ed è stata calcolata la superficie totale occupata dal divieto in ogni unità. I dati così ottenuti sono stati rapportati con la superficie delle rispettive unità biomarine, in modo da ottenere i valori percentuali di ricoprimento di ogni unità da questo tipo di forzante.

### **Localizzazione di aree di divieto per l'ancoraggio**

Il procedimento per la ricerca dei dati relativi alla posizione ed estensione delle aree entro cui è vietato l'ancoraggio da parte di navi ed imbarcazioni, è stato eseguito con la stessa modalità con la quale è stato possibile ottenere la forzante delle aree soggette a divieto di pesca (Figura 25).



*Figura 25. Estrapolazione delle aree di divieto di pesca e ancoraggio dalle immagini georeferenziate ottenute sul sito Navionics*

#### **2.4.4 Analisi di regressione per lo studio delle dipendenze**

Dopo aver identificato le forzanti e le informazioni ad esse connesse, è stata applicata l'analisi di regressione (Random Forest), descritta nel paragrafo 2.3.3.2 Random Forest, per poter indagare le possibili relazioni tra i valori di capitale naturale e flussi ambientali calcolati per gli habitat marino costieri della Liguria e alcuni tipi di forzanti che insistono sulla fascia costiera sia a terra sia a mare. Successivamente, le forzanti sono state raggruppate al fine di sviluppare quattro scenari predittivi (Tabella 8) in grado di fornire risposte sulla presenza e sul tipo di relazione tra forzanti e valori calcolati. Tali scenari vengono creati sulla base dei seguenti criteri:

- Scenario 1: considera solo le forzanti naturali, in modo tale da ipotizzare una situazione in cui non esistano impatti generati dall'uomo;
- Scenario 2: considera le forzanti naturali e le forzanti antropiche, in modo tale da rappresentare una situazione più simile a quella reale;
- Scenario 3: include, oltre alle forzanti naturali, quelle forzanti generate dall'uomo per soddisfare i propri bisogni e che potrebbero avere un impatto negativo sugli ecosistemi marini;

- Scenario 4: vengono considerate, oltre alle naturali, quelle generate dall'uomo per la salvaguardia e la protezione dell'ambiente sia terrestre che marino costiero, quindi potenzialmente in grado di generare un impatto positivo.

<b>Forzanti</b>	<b>Scenario 1</b>	<b>Scenario 2</b>	<b>Scenario 3</b>	<b>Scenario 4</b>
Radiazione solare	X	X	X	X
Velocità vento	X	X	X	X
Pioggia	X	X	X	X
Escursioni di marea	X	X	X	X
Moto ondoso	X	X	X	X
Correnti marino-costiere	X	X	X	X
Temperatura acqua	X	X	X	X
Tipo di fondale (fondi duri/molli)	X	X	X	X
Tipo di costa (sabbiosa/rocciosa/ghiaiosa)	X	X	X	X
Esposizione versanti	X	X	X	X
Latitudine	X	X	X	X
Longitudine	X	X	X	X
Aree soggette a frane	X	X	X	X
Strutture ricettive		X	X	
Spiagge balneabili		X	X	
Spiagge soggette a ripascimento		X	X	
Attività subacquee		X	X	
Ferrovia lungo costa		X	X	
Impianti di allevamento		X	X	
Opere di difesa		X	X	
Tessuto urbano comuni costieri		X	X	
Scarichi e condotte a mare		X	X	
Densità di popolazione comuni costieri		X	X	
Sic marini e terrestri		X		X
Aree divieto pesca		X		X
Aree divieto ancoraggio		X		X

*Tabella 8. Suddivisione delle forzanti nei quattro scenari predittivi*

Per ogni scenario è stata applicata l'analisi di regressione (Appendice 3: Script in R utilizzato per l'analisi di dipendenza (Random Forest)) relazionando i valori di capitale naturale e flussi ambientali alla forzanti considerate a seconda dello scenario analizzato. Tramite l'applicazione dell'analisi di regressione per ogni scenario è stato possibile definire:

- la varianza espressa dai modelli per valutare l'efficacia della regressione;

- quali siano le forzanti ad avere una maggiore influenza sui valori di capitale naturale e flussi ambientali calcolati;
- la dipendenza parziale tra forzanti e valori calcolati;
- la significatività (applicazione t-test) dei valori predetti dal modello.

#### **2.4.5 Somministrazione dei questionari**

Per eseguire la valutazione soggettiva descritta nel paragrafo 2.3.4 Somministrazione di questionari ad esperti per un confronto dei risultati, i dati sono stati raccolti tramite questionari somministrati ad alcuni esperti dell'ambito degli studi marino costieri. Lo scopo è stato quello di poter effettuare un confronto tra i risultati ottenuti mediante una valutazione oggettiva (analisi di regressione attraverso Random Forest) e una valutazione soggettiva (questionari).

Il questionario somministrato agli esperti è riportato in Appendice 4: Questionario somministrato ad esperti per la valutazione dell'influenza delle forzanti ed è stato inviato agli esperti tramite e-mail. Le risposte sono state fornite in modo anonimo. Le domande sono state strutturate in modo da raccogliere dati che rappresentino il campione di intervistati specifico di un determinato settore (i.e., personale docente universitario, personale tecnico-amministrativo, personale universitario non strutturato, dottorandi appartenenti alla facoltà di scienze ambientali con una conoscenza sufficiente del tema trattato, dipendenti presso Aree Protette ed enti Regionali operanti nell'ambito dello stesso settore di ricerca di questo studio), in modo tale da descrivere al meglio la percezione e la consapevolezza delle possibili influenze delle forzanti individuate all'interno di questo studio sul valore di capitale naturale rappresentato dagli habitat marino costieri liguri. In particolare, nel questionario è stato domandato se la presenza delle forzanti precedentemente elencate (paragrafo 2.4.3 Identificazioni di forzanti lungo costa) influenzino positivamente o negativamente il valore del capitale naturale presente lungo costa e se tali forzanti determinino un'influenza bassa (attribuendo un punteggio pari a 1) o un'influenza alta (attribuendo un punteggio pari a 7) sul valore stesso di capitale naturale. L'intento non è attribuire un valore alle forzanti scelte, ma indagare sulle variazioni del valore del capitale naturale, rappresentato dagli habitat marino costieri, a seguito di variazioni di intensità delle forzanti. Un esempio è riportato per la forzante "moto ondoso", per la quale si è tentato di capire quanto un cambiamento nell'intensità del moto ondoso possa comportare una variazione nel valore di capitale naturale. Sebbene per alcune forzanti possa essere intuitivo ipotizzare la natura del loro effetto sul capitale naturale, per altre risulta difficile attribuire una risposta sicura, anche se si tratta di esperti del settore. All'interno del questionario, però, non

sono state inserite le opzioni “non so” o “neutrale” che, seppure in alcuni casi permetterebbero di esprimere meglio il parere dell’esperto qualora non ritenga esserci alcun effetto scientificamente dimostrabile, fornirebbero una soluzione non congrua con l’obiettivo prefissato dallo studio. Per appianare tale problema, nei casi in cui, sia per influenze di tipo positivo sia negativo, sono state attribuite intensità molto basse (pari a 1), le forzanti relative sono state considerate come aventi un effetto non sufficientemente significativo nel comportare modifiche sul valore di capitale naturale. L’intensità dell’effetto delle forzanti in ciascuna unità biomarina è stata, quindi, ricavata dai punteggi attribuiti dagli esperti: i valori medi, ottenuti dall’intensità dell’influenza attribuita ad ogni forzante presente in ciascuna unità biomarina, sono stati sommati rispettando la suddivisione delle forzanti nei quattro scenari descritti nel paragrafo 2.4.3 Identificazioni di forzanti lungo costa, al fine di valutare quanto la presenza di forzanti naturali e antropiche possa variare lo stato del capitale naturale.

### 3. RISULTATI

In questo capitolo sono riportati i risultati derivanti dall'applicazione integrata delle metodologie descritte nei paragrafi precedenti (2.4.1 Suddivisione dell'area di studio in unità biomarine, 2.4.2 Calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali, 2.4.3 Identificazioni di forzanti lungo costa, 2.4.4 Analisi di regressione per lo studio delle dipendenze, 2.4.5 Somministrazione dei questionari).

#### 3.1 Suddivisione dell'area di studio in unità biomarine

Le 43 unità biomarine individuate (Figura 26) si estendono lungo la fascia marino costiera della regione Liguria dal confine francese a ovest (unità 01) fino al confine toscano a est (unità 26). Le unità 09, 16, 17, 18, 22, 23, 24, 25 sono, a loro volta, suddivise in base alla zonazione delle AMP che includono entro i loro confini.

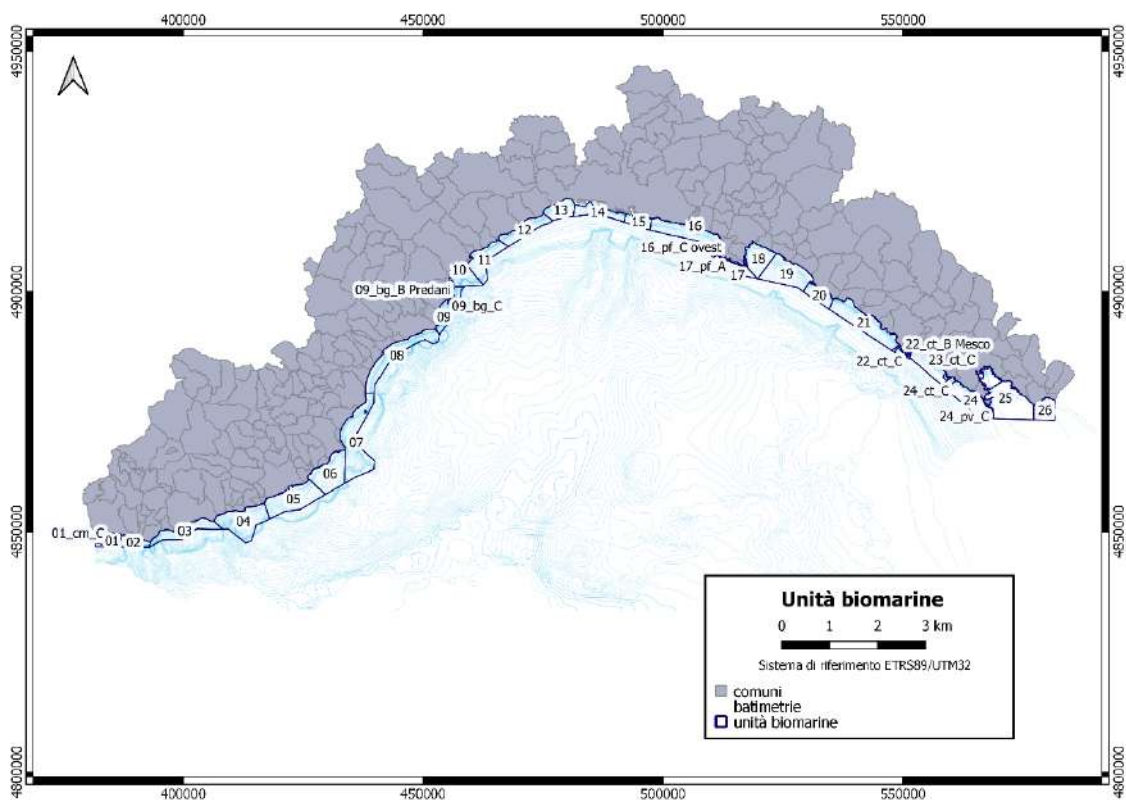


Figura 26. Mappa delle unità biomarine

In Tabella 9 vengono riportate le superfici per ogni unità biomarina. Complessivamente, è stata analizzata una superficie di fascia marino costiera della Liguria pari a  $8,18E+08$  m<sup>2</sup>. Le superfici delle unità variano tra un massimo di  $6,60E+07$  m<sup>2</sup> (unità 07) ed un minimo di  $3,43E+04$  m<sup>2</sup> (unità 09\_bg\_A).

<b>Unità biomarine</b>	<b>Superficie totale (m<sup>2</sup>)</b>
01	8,19E+06
02	1,18E+07
03	2,76E+07
04	4,95E+07
05	5,01E+07
06	4,23E+07
07	6,60E+07
08	4,42E+07
09	2,03E+07
10	1,99E+07
11	3,03E+07
12	2,54E+07
13	1,98E+07
14	1,99E+07
15	1,10E+07
16	4,32E+07
17	1,90E+07
18	2,82E+07
19	4,65E+07
20	1,66E+07
21	5,24E+07
22	7,25E+05
24	3,16E+07
25	5,59E+07
26	1,76E+07
01_cm_C	4,46E+06
09_bg_A	3,43E+04

09_bg_B Isola	1,75E+05
09_bg_B Predani	2,42E+05
09_bg_C	1,70E+06
16_pf_C ovest	9,79E+05
17_pf_A	1,62E+05
17_pf_B	1,63E+06
18_pf_C est	8,57E+05
22_ct_A Mesco	7,20E+05
22_ct_B Mesco	1,12E+06
22_ct_C	4,45E+06
23_ct_A Montenero	1,34E+05
23_ct_B Montenero	9,17E+05
23_ct_C	3,55E+07
24_ct_C	5,71E+06
24_pv_C	1,28E+06
25_pv_C	4,79E+04
<b>Totale</b>	<b>8,18E+08</b>

Tabella 9. Unità biomarine e relative superfici (m<sup>2</sup>)

In Figura 27 si riporta la suddivisione degli habitat marino costieri presenti nelle diverse unità biomarine e in Figura 28 viene riportata la composizione di ciascuna unità biomarina, in termini percentuali di superficie, occupata dagli habitat. Nella maggior parte delle unità i fanghi e le sabbie occupano gran parte della superficie dei fondali lontano dalle coste (in molti casi più del 50% dell'unità di appartenenza). Nel caso delle sabbie questo avviene, ad esempio, in unità 23\_ct\_A Montenero (61%) e 23\_ct\_B Montenero (78%), mentre per i fanghi il massimo osservato è riconducibile all'unità 22\_ct\_C (93%). Particolarmente predominanti in alcune unità (07 e 09\_bg\_A) sono i fondi detritici e i fondi detritici infangati con percentuali intorno al 50%. *Posidonia oceanica* si osserva con percentuali maggiori, fra il 20 e 30%, all'interno dell'unità 3 e in alcune unità all'interno di AMP (16\_pf\_C Ovest, unità 01\_cm\_C, 22\_ct\_B\_Mesco e 25\_pv\_C). L'habitat coralligeno si presenta, invece, con percentuali tra il 10 e 5% nelle unità all'interno delle AMP di Portofino e Cinque Terre (17\_pf\_A, 17\_pf\_B, 23\_ct\_A Montenero) e percentuali inferiori nelle unità 04, 09 e 20 esterne alle AMP.

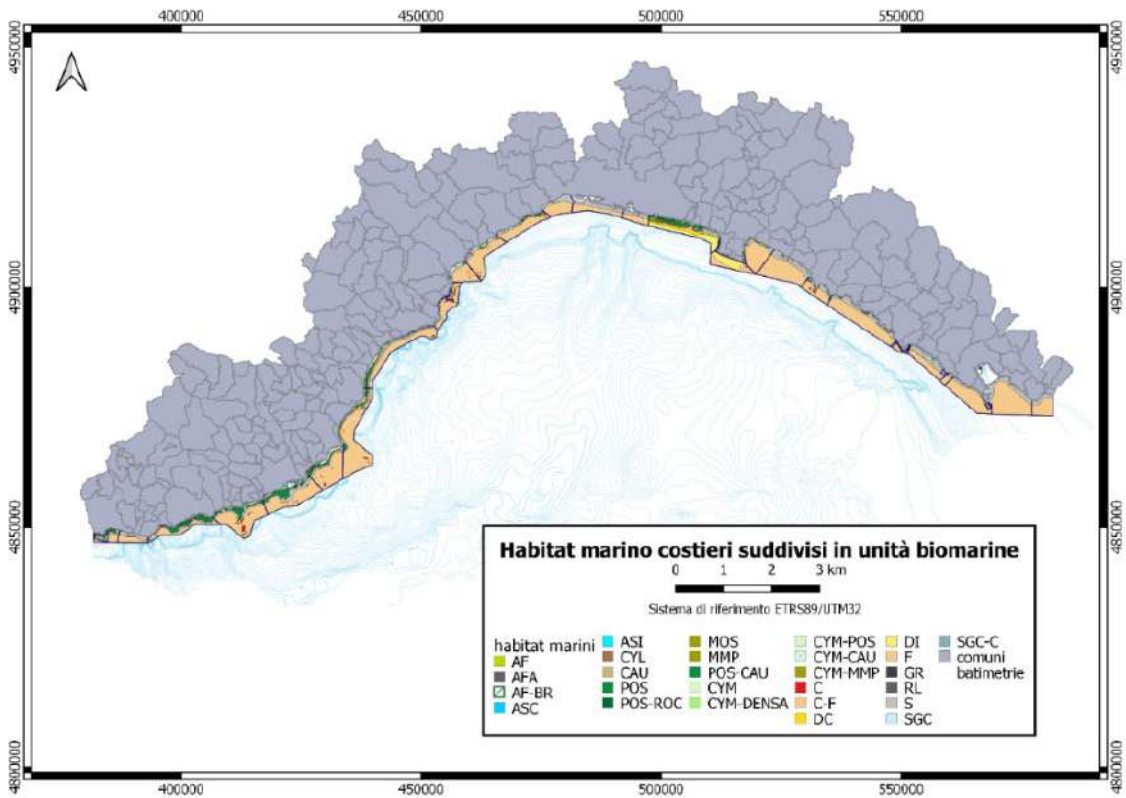


Figura 27. Mappa degli habitat marino costieri suddivisi nelle unità biomarine

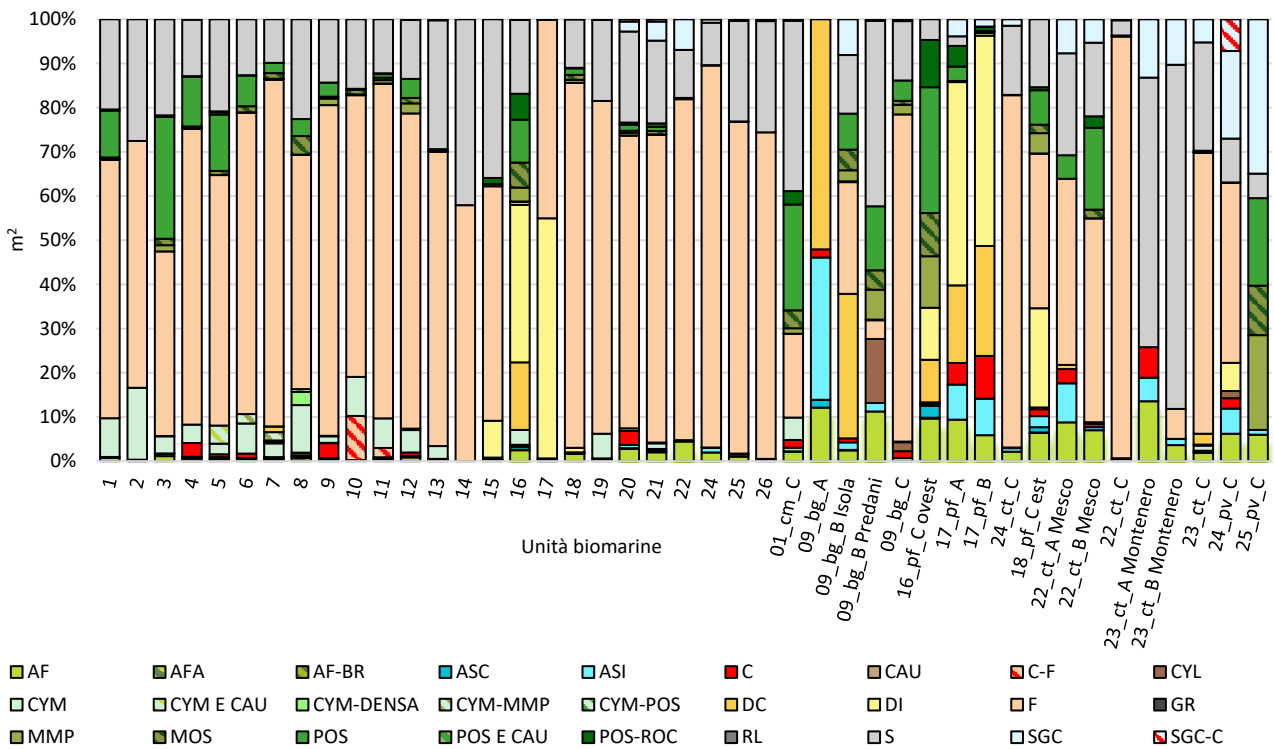


Figura 28. Composizione percentuale degli habitat in ciascuna unità biomarina

### 3.2 Calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali

#### a. Analisi trofodinamica

La Figura 29 mostra la composizione complessiva, considerando i macrogruppi associati ai diversi habitat, della biomassa bentonica presente in ogni habitat in termini percentuali, calcolata in  $gC\ m^{-2}$  rispetto ai  $gC\ m^{-2}$  di biomassa totale all'interno della singola unità biomarina.

Gli habitat che, per unità di superficie, non presentano elevati valori di biomassa bentonica sono quelli relativi ai fanghi e alle sabbie (in media per tutte le unità biomarine circa 2%). Nelle unità 09\_bg\_A, 23\_ct\_A Montenero e 23\_ct\_B Montenero, la biomassa bentonica nel coralligeno, per unità di superficie, equivale a circa il 50% del totale. Elevati valori di biomassa bentonica al  $m^2$  si evidenziano invece in *Posidonia oceanica* all'interno dell'AMP Cinque Terre e nell'area protetta di Portovenere, in particolare nelle unità 22 (75%), 22\_ct\_A Mesco (57%), 25\_pv\_C (50%) e 22\_ct\_C (42%) e nelle praterie di *Posidonia oceanica* tra e su roccia nelle unità 24\_ct\_C (57%), 24 (53%) e 15 (51%).

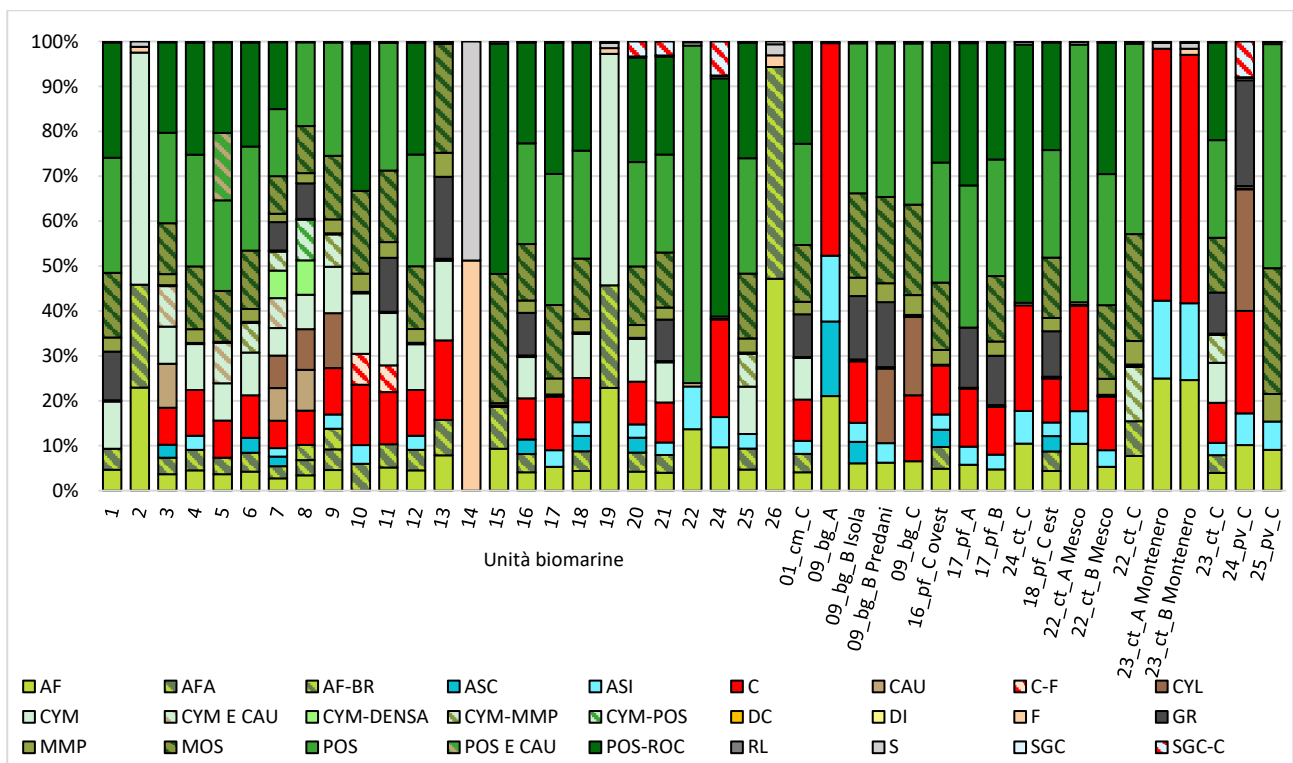


Figura 29. Composizione di biomasse bentoniche in termini percentuali all'interno delle unità biomarine

In Figura 30 è riportata invece la distribuzione di biomassa ittica in termini percentuali, calcolata in  $gC\ m^{-2}$  rispetto ai  $gC\ m^{-2}$  di biomassa totale all'interno della singola unità biomarina.

In generale la composizione delle unità biomarine, considerando la biomassa ittica, è piuttosto varia, ad eccezione dell'unità 14 in cui prevale la presenza di fauna ittica associata alle sabbie. In numerose unità biomarine sono presenti composizioni tipiche dei popolamenti algali fotofili infralitorali di

substrato duro con percentuali di biomassa al m<sup>2</sup> che variano da un minimo di 6% (unità 7) a un massimo di 41% (unità 26). In unità biomarine esterne alle aree protette, inoltre, è presente una copertura di alghe fotofili infralitorali di substrato artificiale con una percentuale media del 13%. Inoltre, ad eccezione di sei unità biomarine (2, 14, 09\_bg\_A, 23\_ct\_A\_Montenero, 23\_ct\_B\_Montenero e 24\_pv\_C) gli habitat di *Posidonia oceanica*, *Posidonia oceanica* su e tra roccia e mosaico di *Posidonia oceanica* sono presenti in tutte le unità biomarine con percentuali medie di 11%, 9% e 10%. Anche il coralligeno risulta presente in numerose unità biomarine, sia esterne sia interne alle aree protette, e valori maggiori sono riscontrabili all'interno dell'AMP Cinque Terre e Bergggi (28% nell'unità 23\_ct\_B Montenero, 23% nell'unità 23\_ct\_A Montenero, 20% in unità 22\_ct\_A Mesco e 20% in 09\_bg\_A).

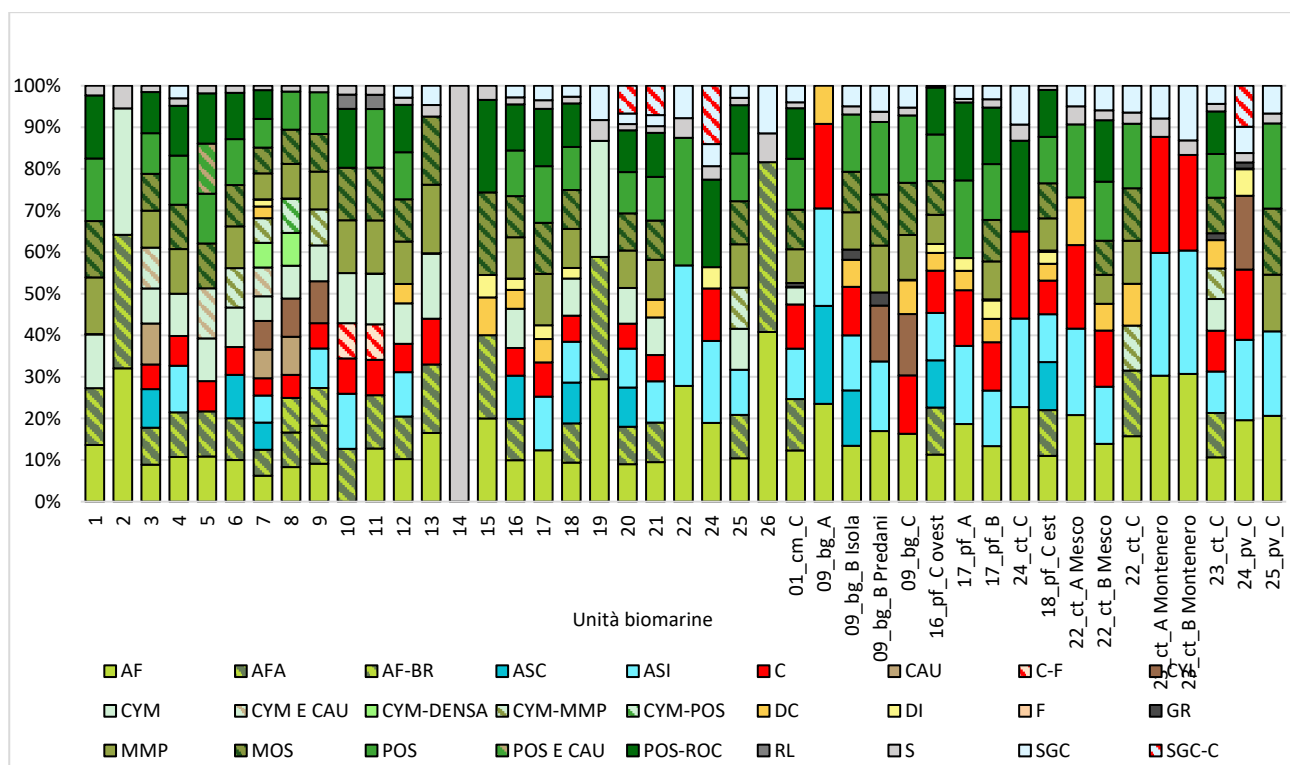


Figura 30. Composizione di biomassa ittica in termini percentuali all'interno delle unità biomarine

Attraverso una serie di passaggi intermedi, come descritto nel paragrafo 2.3.2.1 Analisi emergetica, è stato possibile inoltre ottenere il bilancio della produzione primaria all'interno del sistema sia considerando i singoli habitat (Tabella 10), sia considerando le singole unità biomarine (Tabella 11). La Tabella 10 evidenzia come la maggior parte degli habitat (circa il 67%) risulta essere in una condizione di deficit. Solo 9 habitat (33%), infatti, presentano una situazione di surplus: *Cymodocea nodosa*, *Cymodocea nodosa* densa, *Cymodocea nodosa* su matte morta, *Cymodocea nodosa* con *Posidonia oceanica*, fanghi, mosaico di *Posidonia oceanica*, *Posidonia oceanica*, *Posidonia oceanica* e *Caulerpa taxifolia*, *Posidonia oceanica* tra e su roccia.

Classe habitat	Nomenclatura tesi	Totale per habitat
AF	Alghe fotofili infralitorali di substrato duro	-
AFA	Alghe fotofili infralitorali di substrato artificiale	-
AF-BR	Alghe fotofili infralitorali di substrato beach-rock	-
ASC	Alghe sciafile circolitorali	-
ASI	Alghe sciafile infralitorali	-
C	Coralligeno	-
CAU	<i>Caulerpa taxifolia</i>	-
C-F	Coralligeno su fanghi	-
CYL	<i>Caulerpa cylindracea</i>	-
CYM	<i>Cymodocea nodosa</i>	+
CYM-CAU	<i>Cymodocea nodosa</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>	-
CYM-DENSA	<i>Cymodocea nodosa</i> densa	+
CYM-MMP	<i>Cymodocea nodosa</i> su Matte morta	+
CYM-POS	<i>Cymodocea nodosa</i> con <i>Posidonia oceanica</i>	+
DC	Fondi detritici	-
DI	Fondi detritici infangati	-
F	Fanghi	+
GR	Grotte	-
MMP	Matte morts	-
MOS	Mosaico di <i>Posidonia oceanica</i>	+
POS	<i>Posidonia oceanica</i>	+
POS-CAU	<i>Posidonia oceanica</i> e <i>Caulerpa taxifolia</i>	+
POS-ROC	<i>Posidonia oceanica</i> tra e su roccia	+
RL	Roccia	-
S	Sabbie	-
SGC	Sedimenti grossolani	-
SGC-C	Sabbie grossolane e coralligeno	-
<b>Totale Liguria</b>		<b>+</b>

Tabella 10. Bilancio della produzione da parte degli organismi all'interno dei singoli habitat. Con "+" si indica una situazione di surplus, con "-" uno stato di deficit

In Tabella 11 sono riportati, invece, i risultati di bilancio ottenuti per ogni singola unità biomarina. Circa il 58% delle unità biomarine mostra una condizione di surplus, contro circa il 41% che presenta una situazione di deficit. Inoltre, è possibile notare che vi sia una maggioranza di unità biomarine in surplus lungo la costa occidentale, ad ovest di Genova, mentre situazioni di deficit si presentano più frequentemente lungo la costa orientale.

Unità biomarine	Totale per unità
1	+
2	+
3	+
4	+
5	+
6	+
7	+
8	+
9	+
10	+
11	+
12	+
13	+
14	-
15	-
16	-
17	-
18	+
19	+
20	-
21	+
22	+
24	+
25	+
26	+
01_cm_C	+
09_bg_A	-
09_bg_B Isola	-
09_bg_B Predani	-
09_bg_C	+
16_pf_C ovest	+
17_pf_A	-
17_pf_B	-
24_ct_C	-
18_pf_C est	+
22_ct_A Mesco	-
22_ct_B Mesco	-
22_ct_C	-
23_ct_A Montenero	-
23_ct_B Montenero	-
23_ct_C	-
24_pv_C	-

25_pv_C	+
<b>Totale Liguria</b>	<b>+</b>

Tabella 11. Bilancio della produzione da parte degli organismi all'interno delle singole unità biomarine. Con "+" si indica una situazione di surplus, con "-" uno stato di deficit

### b. Contabilità biofisica

I risultati riguardanti le risorse naturali che alimentano il sistema preso in esame e la rispettiva conversione in equivalenti solari (sej) sono riportati per ciascuna unità biomarina in Appendice 2: Calcolo del valore di capitale naturale e flussi ambientali. Considerando i valori medi di nutrienti assimilati e flussi naturali in ciascuna unità biomarina (sej), emerge che siano le maree a presentare valori inferiori:  $5,09 \times 10^{16}$  sej per il capitale naturale e  $4,72 \times 10^{16}$  sej per i flussi ambientali. I valori medi massimi osservati appartengono al contributo del run off:  $2,53 \times 10^{19}$  sej per il capitale naturale e  $2,15 \times 10^{19}$  sej per i flussi ambientali.

In Tabella 12 si riportano i valori finali estensivi (sej) di capitale naturale e flussi ambientali per ciascuna unità biomarina. Il valore di capitale naturale complessivo per l'intera fascia marino costiera indagata risulta pari a  $2,03 \times 10^{21}$  sej, mentre il valore complessivo per i flussi ambientali è pari a  $1,37 \times 10^{21}$  sej. Le unità biomarine che presentano valori di capitale naturale maggiori sono: unità 16 ( $2,96 \times 10^{20}$  sej), 05 ( $1,61 \times 10^{20}$  sej) e 04 ( $1,42 \times 10^{20}$  sej). Quelle con valore inferiore sono invece l'unità che rappresenta parte dell'area protetta regionale di Portovenere 25\_pv\_C ( $3,33 \times 10^{17}$  sej), la zona A di Bergeggi 09\_bg\_A ( $4,32 \times 10^{17}$  sej) e l'unità 22 ( $8,21 \times 10^{17}$  sej).

Per quanto riguarda invece i flussi ambientali, le unità con valore più alto sono rappresentate dalla zona C dell'AMP Cinque Terre 23\_ct\_C ( $1,18 \times 10^{20}$  sej), dall'unità 16 ( $1,17 \times 10^{20}$  sej) e dall'unità 07 ( $8,98 \times 10^{19}$  sej). Invece, tra quelle con valore inferiore vi sono: l'area protetta regionale di Portovenere 25\_pv\_C ( $9,75 \times 10^{16}$  sej), la zona A dell'AMP di Bergeggi 09\_bg\_A ( $2,79 \times 10^{17}$  sej) e la zona A di Portofino 17\_pf\_A ( $7,94 \times 10^{17}$  sej).

Unità biomarine	Capitale naturale (sej)	Flussi ambientali (sej)
01	$2,49 \times 10^{19}$	$1,12 \times 10^{19}$
02	$1,88 \times 10^{19}$	$1,59 \times 10^{19}$
03	$1,32 \times 10^{20}$	$4,19 \times 10^{19}$
04	$1,42 \times 10^{20}$	$7,82 \times 10^{19}$
05	$1,61 \times 10^{20}$	$7,57 \times 10^{19}$
06	$1,12 \times 10^{20}$	$5,78 \times 10^{19}$
07	$1,09 \times 10^{20}$	$8,97 \times 10^{19}$
08	$1,37 \times 10^{20}$	$6,55 \times 10^{19}$

09	4,02E+19	3,12E+19
10	5,27E+19	3,42E+19
11	4,87E+19	4,35E+19
12	5,78E+19	3,82E+19
13	2,22E+19	3,05E+19
14	2,07E+19	3,33E+19
15	1,67E+19	1,94E+19
16	2,96E+20	1,17E+20
17	3,48E+19	3,80E+19
18	3,19E+19	3,81E+19
19	4,77E+19	6,31E+19
20	3,57E+19	2,81E+19
21	8,10E+19	7,89E+19
22	8,20E+17	1,04E+18
24	2,48E+19	4,28E+19
25	4,85E+19	8,42E+19
26	1,42E+19	2,73E+19
01_cm_C	2,44E+19	7,95E+18
09_bg_A	4,32E+17	2,80E+17
09_bg_B Isola	1,30E+18	8,27E+17
09_bg_B Predani	2,91E+18	1,39E+18
09_bg_C	3,59E+18	2,67E+18
16_pf_C ovest	6,60E+18	1,81E+18
17_pf_A	1,19E+18	7,93E+17
17_pf_B	6,38E+18	4,88E+18
18_pf_C est	1,97E+18	1,40E+18
22_ct_A Mesco	7,01E+18	4,93E+18
22_ct_B Mesco	1,42E+19	6,28E+18
22_ct_C	5,88E+18	9,52E+18
23_ct_A Montenero	1,33E+18	8,49E+17
23_ct_B Montenero	6,66E+18	6,02E+18
23_ct_C	1,25E+20	1,18E+20
24_ct_C	1,44E+19	1,60E+19
24_pv_C	3,91E+18	2,85E+18
25_pv_C	3,33E+17	9,75E+16
<b>Totale Liguria</b>	<b>2,03E+21</b>	<b>1,37E+21</b>

Tabella 12. Valori estensivi di capitale naturale e flussi ambientali per ciascuna unità biomarina (sej)

In Figura 31 e Figura 32 sono riportati i valori intensivi (sej m<sup>-2</sup>) di capitale naturale e flussi ambientali. L'intera fascia ligure presenta un valore medio di capitale naturale di 2,48E+12 sej m<sup>-2</sup>. Tra le unità biomarine che presentano un valore più alto vi sono: 22\_ct\_B Mesco nella zona B Mesco dell'AMP Cinque Terre (1,26E+13 sej m<sup>-2</sup>), 09\_bg\_A (1,26E+13 sej m<sup>-2</sup>) e 09\_bg\_B Predani (1,20E+

sej m<sup>-2</sup>) nelle zone A e B Predani dell'AMP Bergeggi. Invece, le unità che presentano valori inferiori sono: unità 25 (8,68E+11 sej m<sup>-2</sup>), 26 (8,06E+11 sej m<sup>-2</sup>) e 24 (7,86E+11 sej m<sup>-2</sup>).

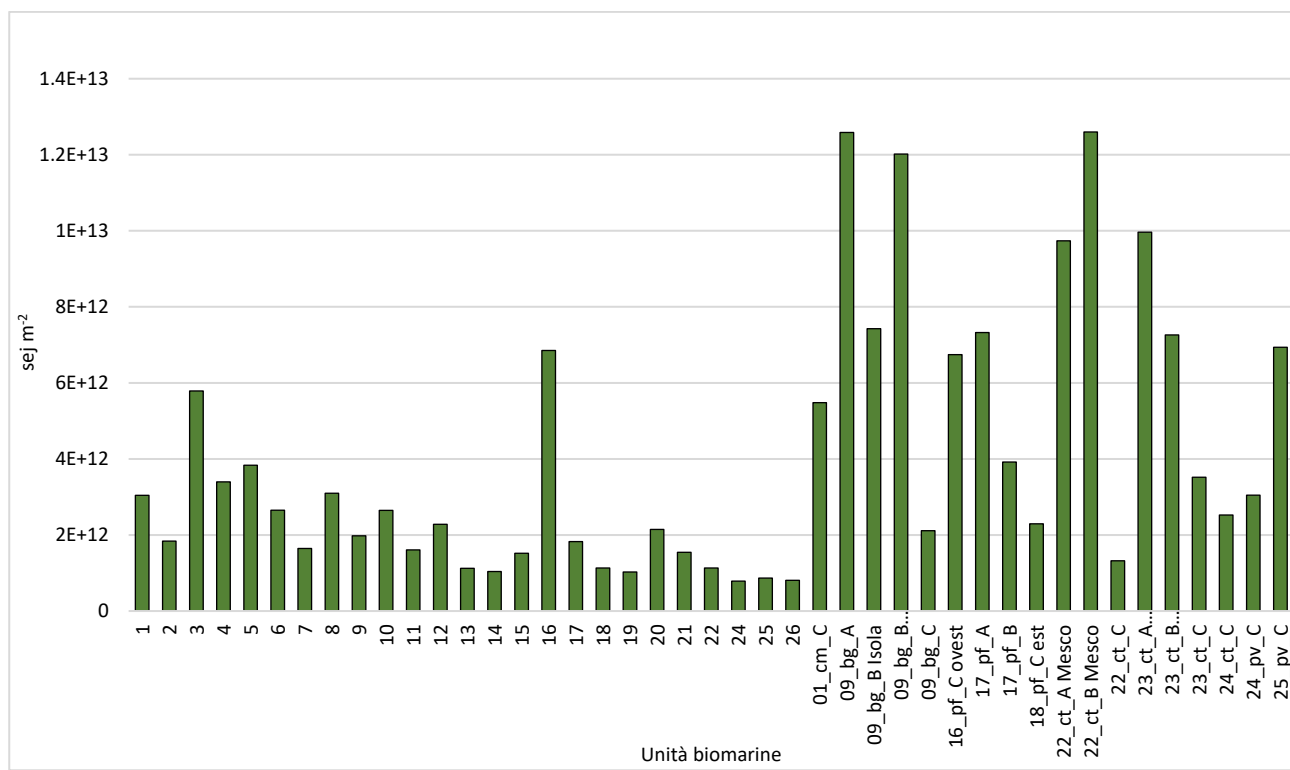


Figura 31. Valori intensivi di capitale naturale per ciascuna unità biomarina (sej m<sup>-2</sup>)

I flussi ambientali calcolati per l'intera fascia costiera, invece, presentano un valore medio pari a 1,68E+12 sej m<sup>-2</sup>. Le unità biomarine che presentano valori maggiori sono: 09\_bg\_A (8,14E+12 sej m<sup>-2</sup>) nella zona A dell'AMP Bergeggi e 22\_ct\_A Mescos (6,85E+12 sej m<sup>-2</sup>) e 23\_ct\_B Montenero (6,56E+12 sej m<sup>-2</sup>) nelle zone A Mescos e B Montenero dell'AMP Cinque Terre. Quelle con valore inferiore sono le unità 18 (1,35E+12 sej m<sup>-2</sup>), 24 (1,35E+12 sej m<sup>-2</sup>) e 02 (1,35E+12 sej m<sup>-2</sup>).

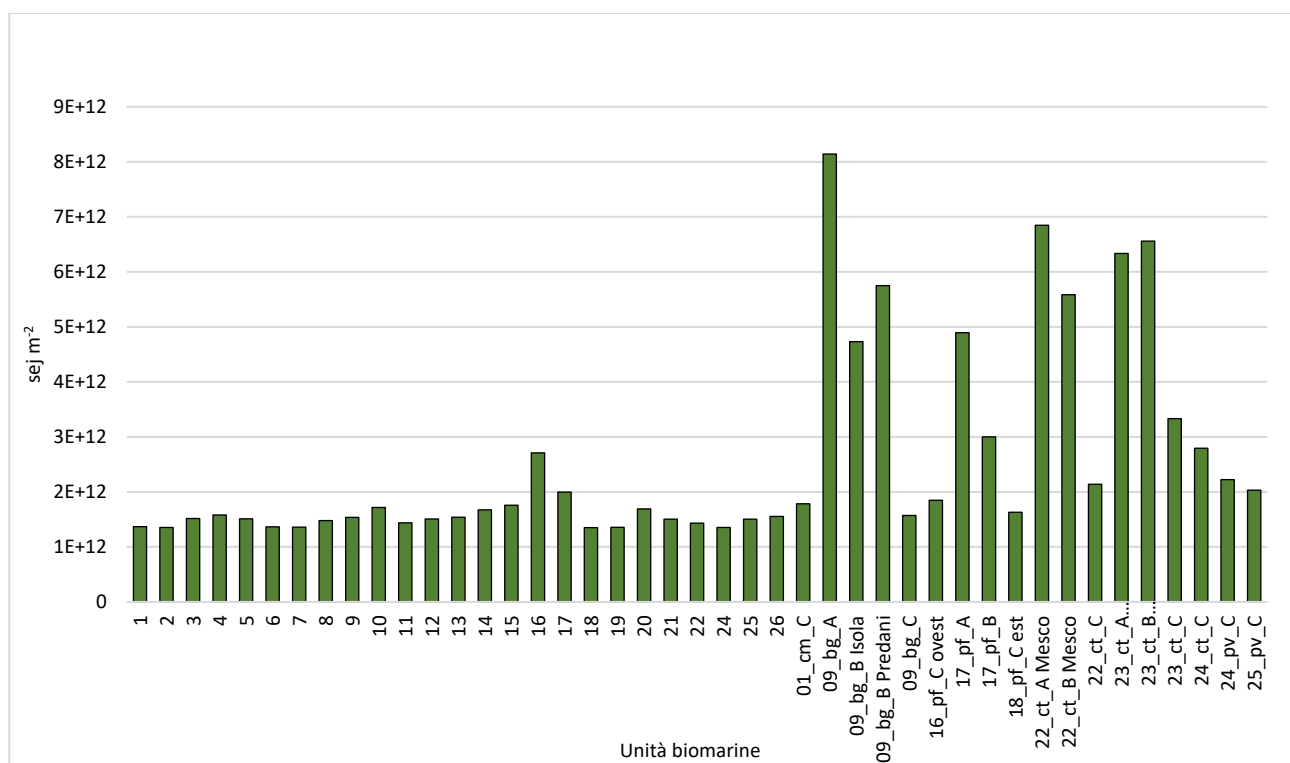


Figura 32. Valori intensivi di flussi ambientali per ciascuna unità biomarina (sej m<sup>-2</sup>)

### c. Conversione in termini monetari

I valori di capitale naturale e flussi ambientali, convertiti in equivalenti monetari (em€), sono riportati in Tabella 13. La fascia marino costiera ligure presenta un valore estensivo complessivo di circa 2,11E+09 em€ per il capitale naturale e 1,43E+09 em€ per i flussi ambientali. L'andamento dei valori lungo l'arco costiero ligure rispecchia quanto descritto precedentemente per i valori estensivi ed intensivi ottenuti in equivalenti solari (sej e sej m<sup>-2</sup>).

Unità biomarina	Capitale naturale (em€)	Flussi ambientali (em€)
01	2,60E+07	1,17E+07
02	2,25E+07	1,66E+07
03	1,67E+08	4,37E+07
04	1,75E+08	8,15E+07
05	2,00E+08	7,88E+07
06	1,17E+08	6,02E+07
07	1,13E+08	9,35E+07
08	1,43E+08	6,82E+07
09	4,19E+07	3,25E+07
10	5,49E+07	3,56E+07
11	5,07E+07	4,53E+07
12	6,02E+07	3,98E+07

13	2,31E+07	3,17E+07
14	2,16E+07	3,47E+07
15	1,74E+07	2,02E+07
16	3,09E+08	1,22E+08
17	3,62E+07	3,96E+07
18	3,33E+07	3,97E+07
19	4,97E+07	6,57E+07
20	3,72E+07	2,93E+07
21	8,44E+07	8,21E+07
22	8,55E+05	1,08E+06
24	2,59E+07	4,45E+07
25	5,06E+07	8,77E+07
26	1,48E+07	2,85E+07
01_cm_C	2,54E+07	8,28E+06
09_bg_A	4,50E+05	2,91E+05
09_bg_B Isola	1,35E+06	8,61E+05
09_bg_B Predani	3,03E+06	1,45E+06
09_bg_C	3,74E+06	2,78E+06
16_pf_C ovest	6,88E+06	1,88E+06
17_pf_A	1,24E+06	8,27E+05
17_pf_B	6,64E+06	5,08E+06
18_pf_C est	2,05E+06	1,45E+06
22_ct_A Mesco	7,30E+06	5,14E+06
22_ct_B Mesco	1,48E+07	6,54E+06
22_ct_C	6,12E+06	9,91E+06
23_ct_A Montenero	1,39E+06	8,84E+05
23_ct_B Montenero	6,94E+06	6,27E+06
23_ct_C	1,30E+08	1,23E+08
24_ct_C	1,50E+07	1,66E+07
24_pv_C	4,07E+06	2,97E+06
25_pv_C	3,46E+05	1,02E+05
<b>Totale Liguria</b>	<b>2,11E+09</b>	<b>1,43E+09</b>

Tabella 13. Valori estensivi di capitale naturale e flussi ambientali (em€)

L'intera fascia ligure presenta un valore medio di capitale naturale pari a 2,58 em€ m<sup>-2</sup> e un valore medio flussi pari a 1,75 em€ m<sup>-2</sup>. In Figura 33 e Figura 34 si riportano le mappe corrispondenti ai valori intensivi ottenuti in termini monetari per unità di superficie (em€ m<sup>-2</sup>) di capitale naturale e flussi ambientali relativi a ciascuna unità biomarina. I valori calcolati di capitale naturale sono compresi tra un massimo di 13,13 em€ m<sup>-2</sup> (unità 09\_bg\_A) ed un minimo pari a 0,82 em€ m<sup>-2</sup> (unità 24). Mentre i valori calcolati di flussi ambientali sono compresi tra un massimo di 8,48 em€ m<sup>-2</sup> (unità 09\_bg\_A) ed un minimo equivalente a 1,41 (unità 18).

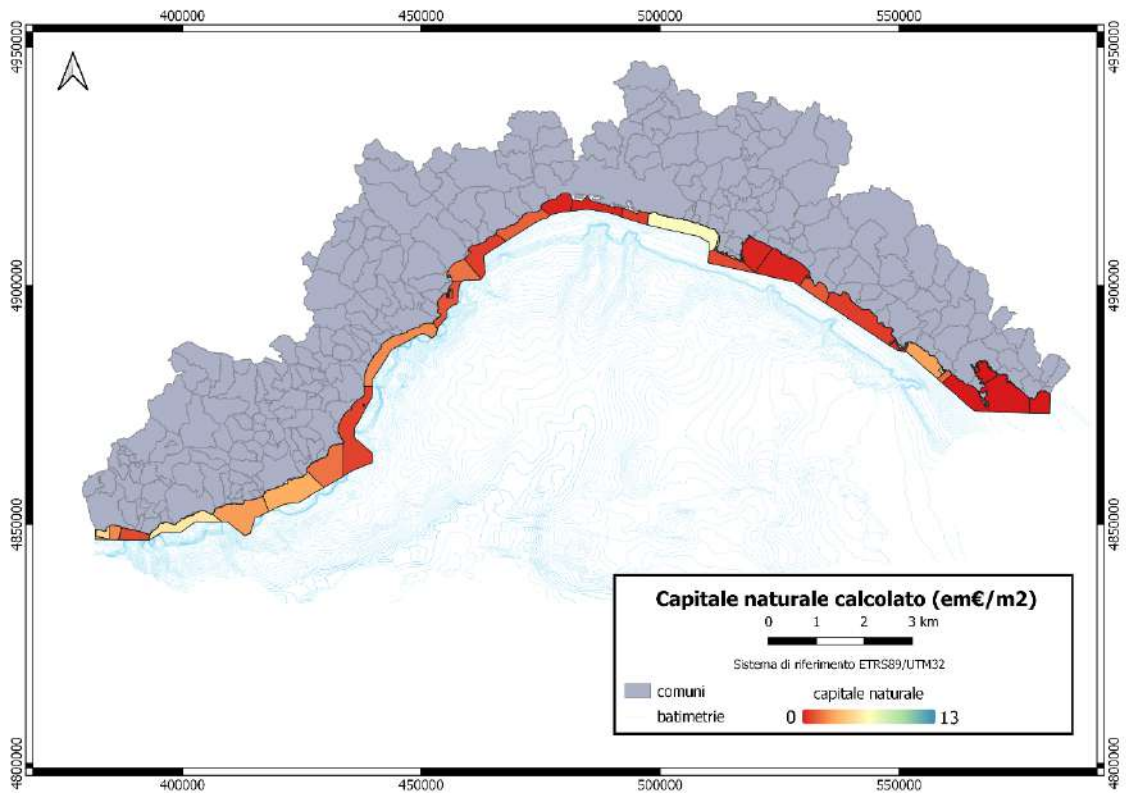


Figura 33. Valore di capitale naturale (em€ m<sup>-2</sup>) calcolato per ciascuna unità biomarina

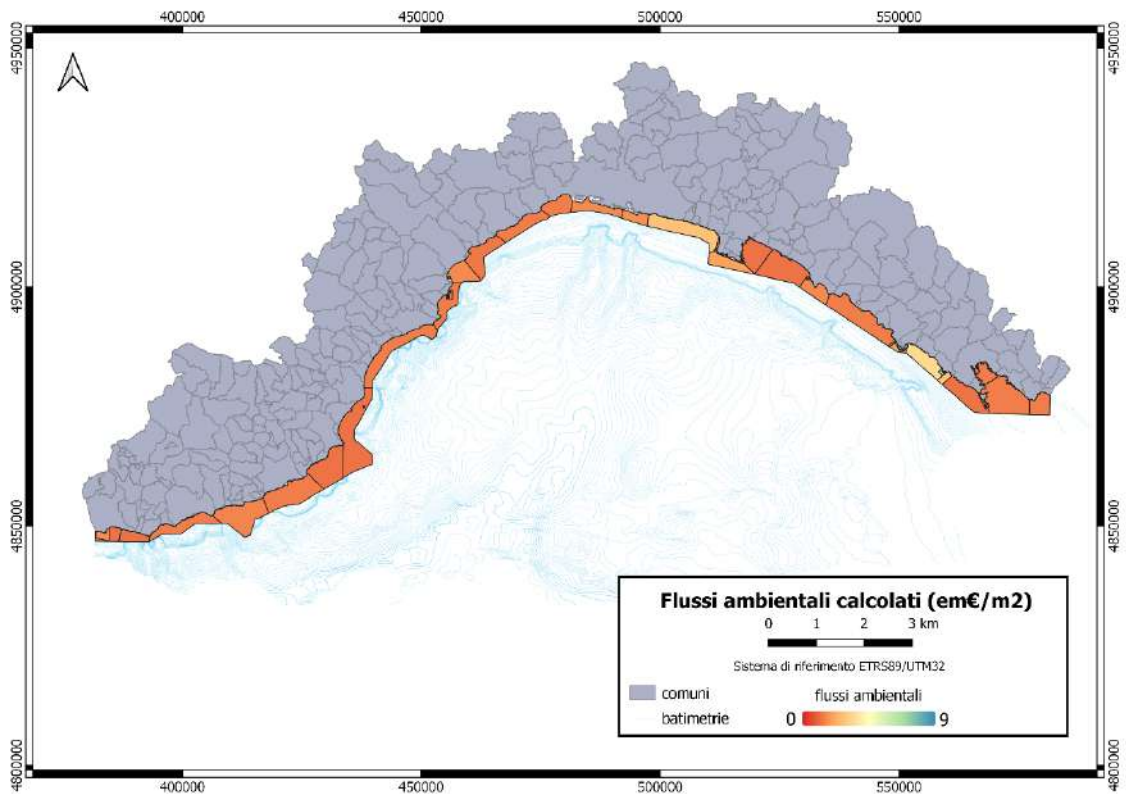


Figura 34. Valore di flussi calcolato (em€ m<sup>-2</sup>) per ciascuna unità biomarina

### 3.3 Identificazioni di forzanti lungo costa

I risultati delle forzanti relative all'intensità della radiazione solare, velocità del vento, quantità di pioggia caduta nel corso dell'anno, escursioni di marea, stato del moto ondoso e intensità delle correnti marine costiere, sono riportati in Appendice 2: Calcolo del valore di capitale naturale e flussi ambientali, come valore medio per unità biomarina. Qui di seguito si riportano i risultati ottenuti per le restanti forzanti.

#### **Temperatura dell'acqua marina costiera**

La temperatura media (Figura 35) osservata nelle unità biomarine varia da un minimo di 17,5 °C (unità 13) ad un massimo di 21,49 °C (unità 24\_ct\_C). La temperatura media per tutto il tratto di costa considerato è 19,06 °C.

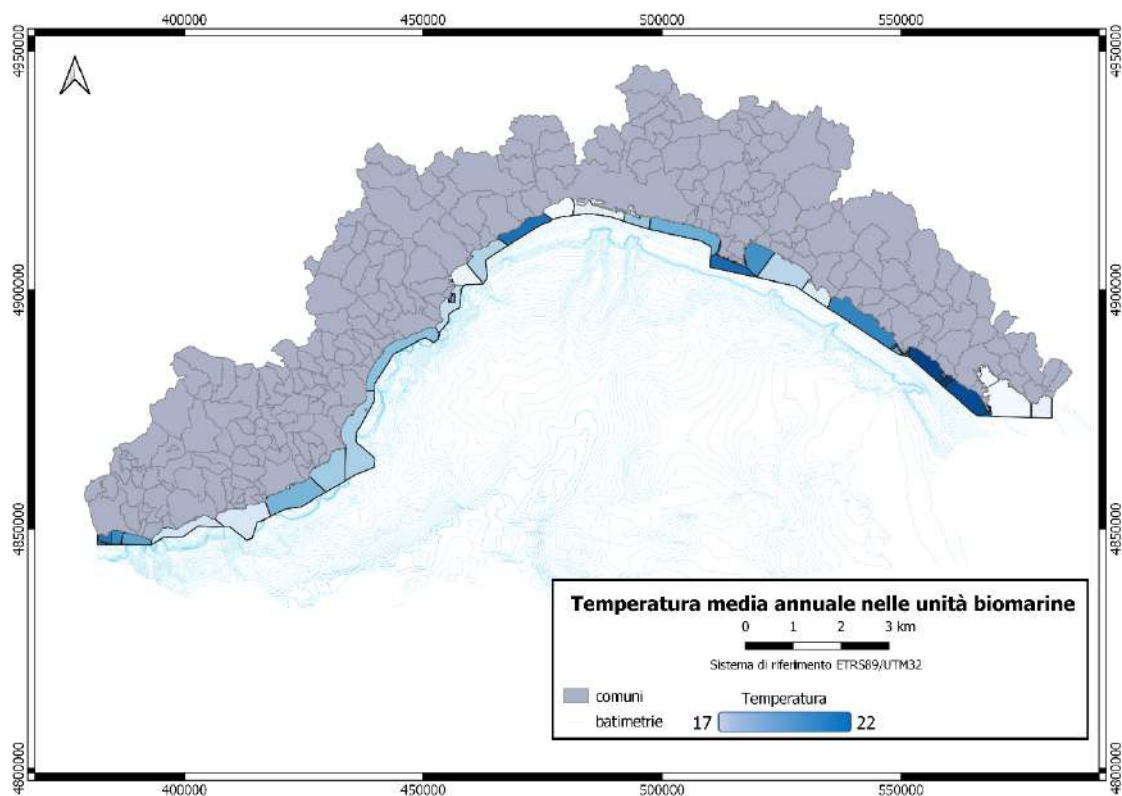


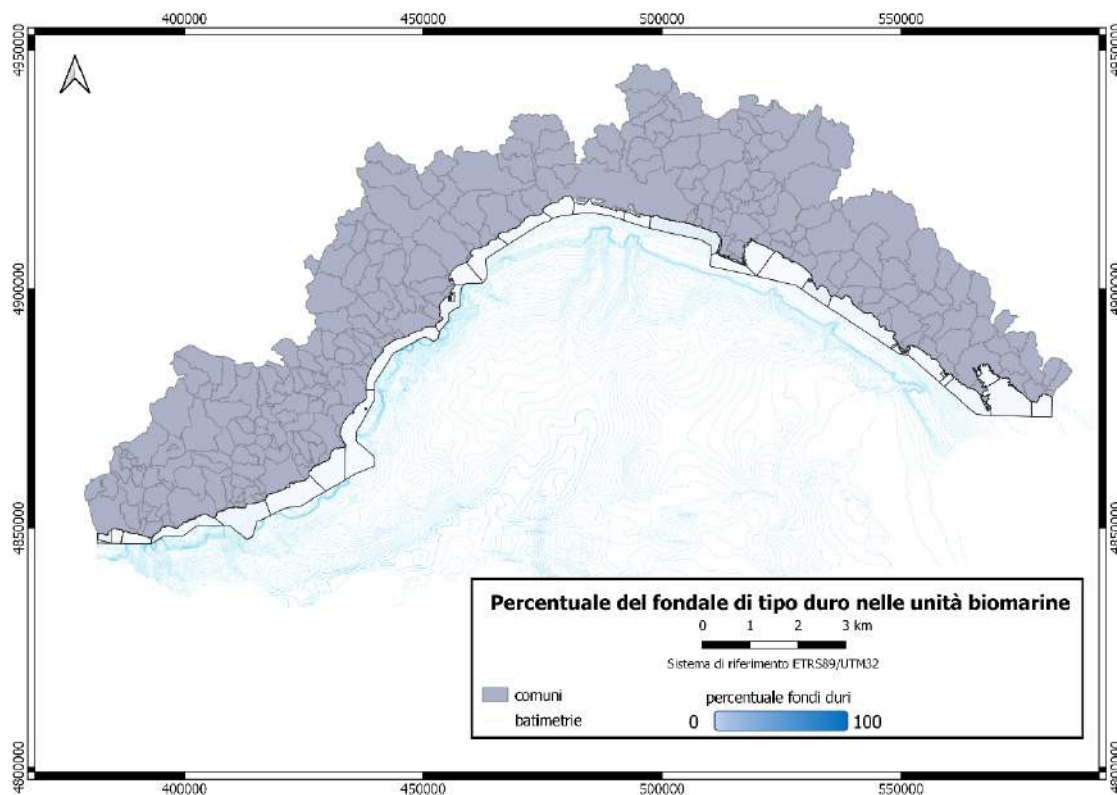
Figura 35. Temperatura media annuale (°C) nelle unità biomarine

#### **Tipo di fondale**

In Figura 36 a e b sono riportate rispettivamente le percentuali di fondale (duro o molle) che caratterizza le unità biomarine. L'unità 14 non presenta fondo di tipo duro, ma è costituita nella totalità della sua superficie da fondo di tipo molle. Il valore percentuale massimo osservato di presenza di fondo duro è riconducibile all'unità 09\_bg\_A in cui ricopre il 48% della superficie dell'unità, mentre la media per le unità biomarine costituite da fondo duro è pari a 7%. Il fondo

molle, presenta, invece, una media pari al 92% di superficie ricoperta ed il valore più alto osservato è pari a  $8,18E+08$  riscontrabile nell'unità 07, pari al 8.20% del fondo molle totale.

a)



b)

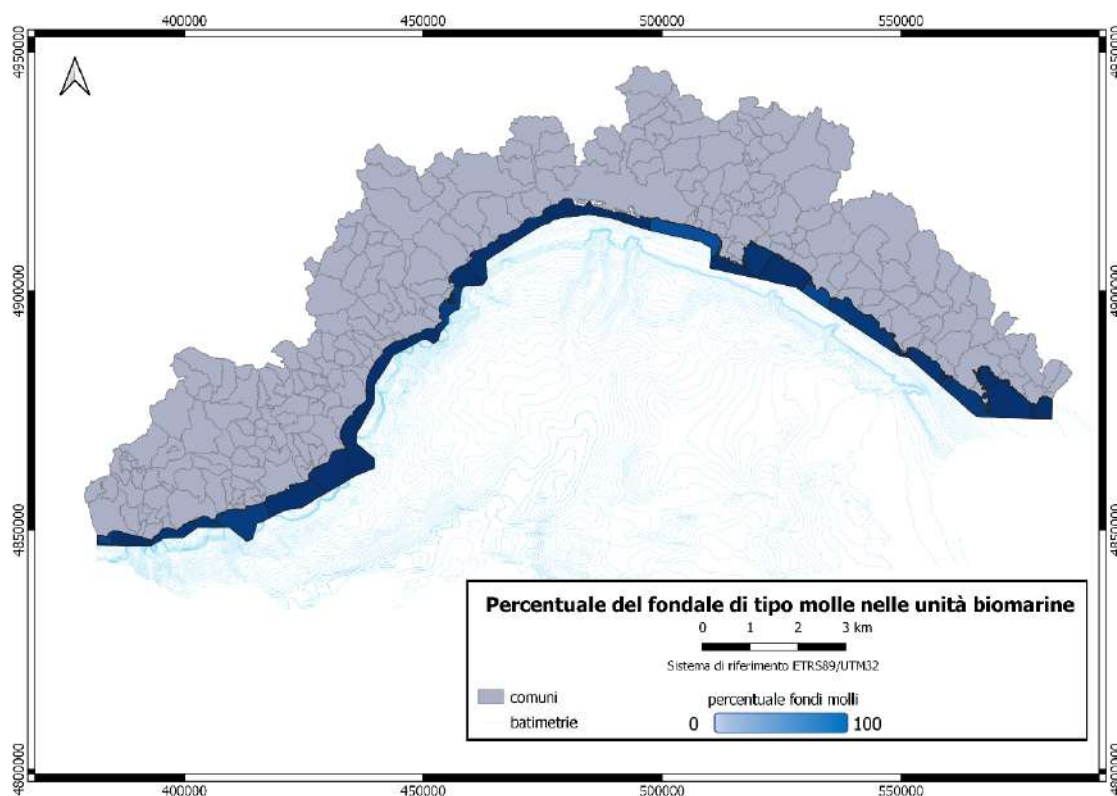
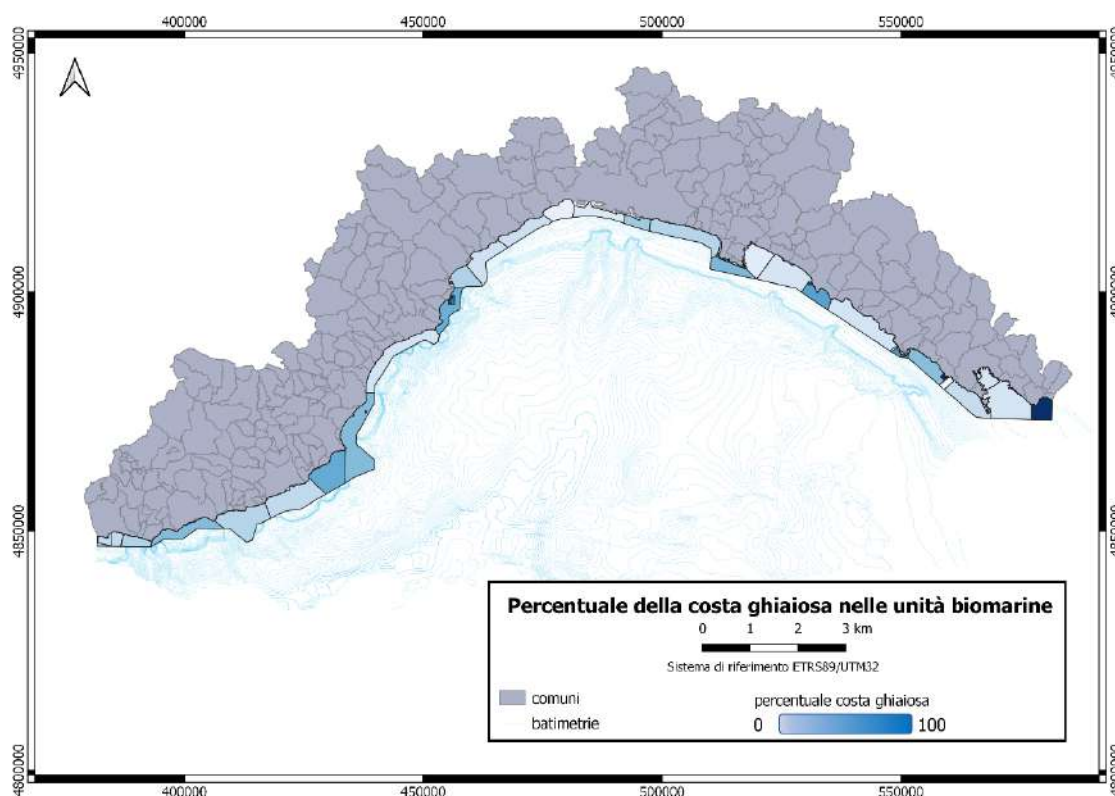


Figura 36. Percentuale del fondale di tipo a) duro e b) molle nelle unità biomarine

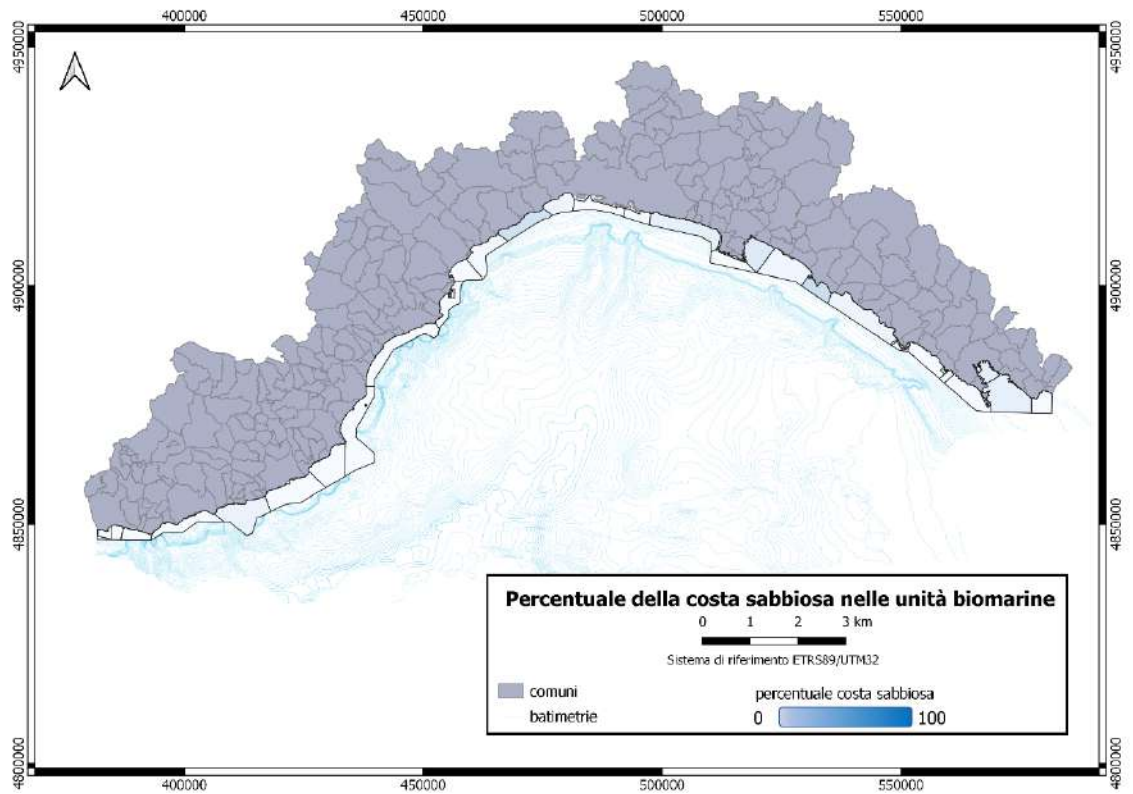
### **Tipo di costa**

Il tipo di costa, misurato come percentuale rispetto alla lunghezza della linea di costa di ciascuna unità biomarina, si distingue in ghiaioso, sabbioso e roccioso (Figura 37). Le unità 26, 09\_bg\_B Predani e 23\_ct\_A Montenero presentano una costa esclusivamente di tipo ghiaioso. I massimi osservati per la categoria di costa sabbiosa sono intorno al 20% per le unità 12 e 23% per l'unità 20. Per la costa rocciosa i valori massimi osservati raggiungono il 90% per l'unità 22\_ct\_A Montenero, il 96% per 24\_pv\_C e 99% per l'unità 24\_ct\_C.

a)



b)



c)

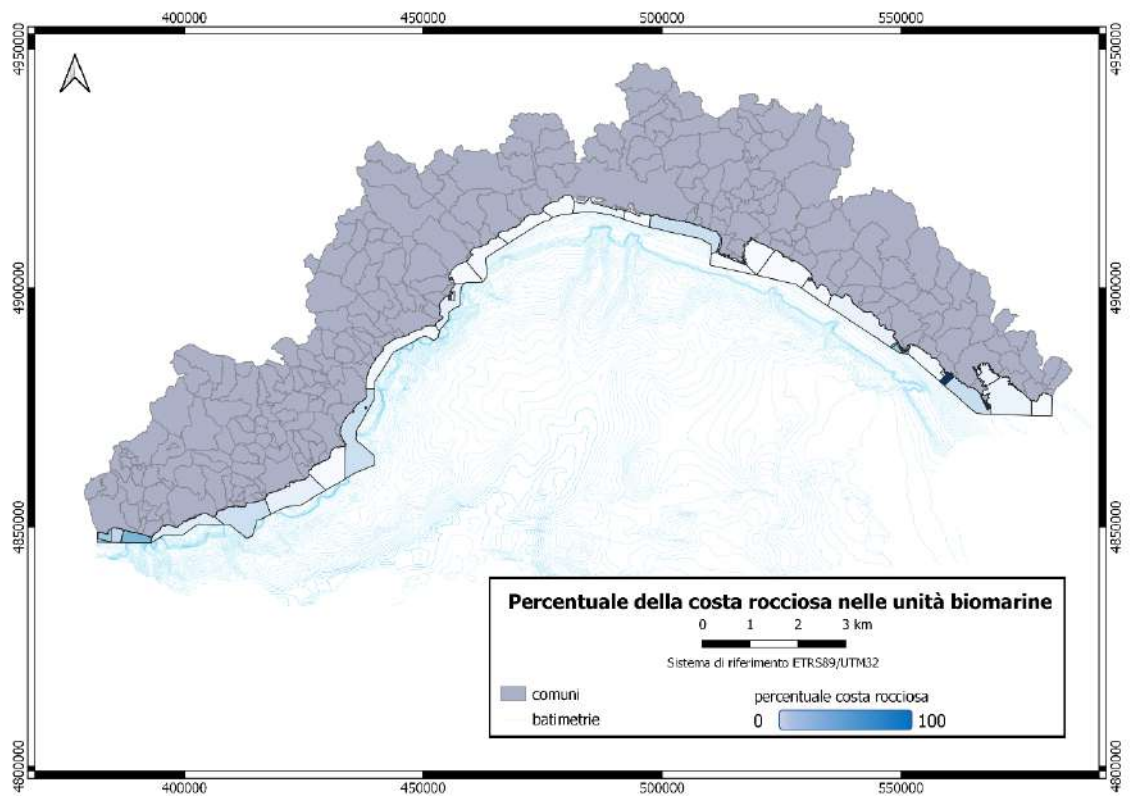
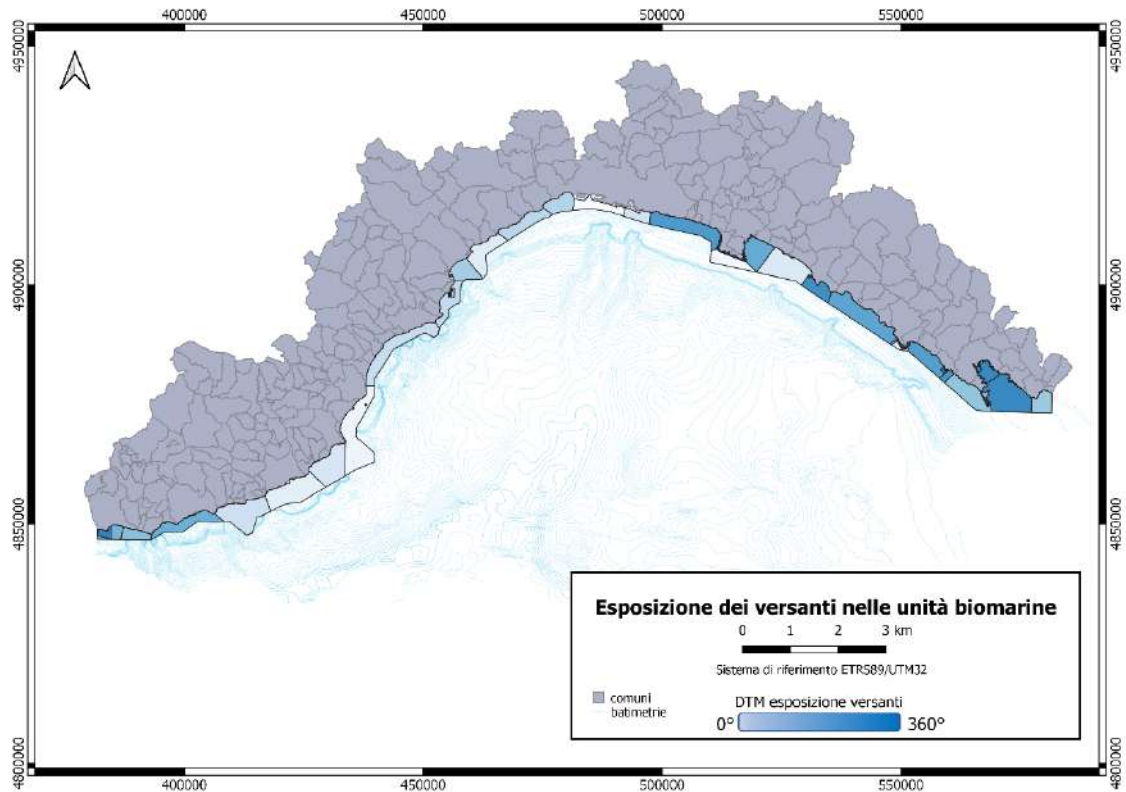


Figura 37. Percentuale di costa a) ghiaiosa, b) sabbiosa e c) rocciosa nelle unità biomarine

### ***Esposizione dei versanti***

In Figura 38 sono riportati i valori medi per unità biomarina relativi all'esposizione della costa. Si nota come valori maggiori si osservino nelle unità ad est di Genova, con il valore massimo in 25\_pv\_C con 281,19° (25\_pv\_C).



*Figura 38. Esposizione media (°) dei versanti nelle unità biomarine*

### ***Latitudine e longitudine***

In Tabella 14 sono riportate le coordinate dei centroidi delle unità biomarina.

<b>Unità biomarine</b>	<b>Latitudine (°N)</b>	<b>Longitudine (°E)</b>
1	43,77741	7,57318
2	43,77487	7,62830
3	43,79802	7,76101
4	43,81757	7,91252
5	43,86059	8,04098
6	43,90919	8,13580
7	43,96786	8,20329
8	44,13175	8,30678
9	44,21912	8,44173
10	44,27817	8,48115
11	44,31210	8,53327

12	44,36804	8,63720
13	44,40558	8,73244
14	44,40157	8,82914
15	44,38394	8,93654
16	44,36191	9,06457
17	44,29841	9,17621
18	44,31460	9,24871
19	44,28640	9,32212
20	44,24575	9,40811
21	44,19422	9,52338
22	44,14505	9,60701
24	44,04657	9,80017
25	44,05032	9,89066
26	44,02677	9,99323
01_cm_C	43,77699	7,55209
09_bg_A	44,23337	8,44529
09_bg_B Isola	44,23388	8,44518
09_bg_B Predani	44,24065	8,44683
09_bg_C	44,23595	8,44941
16_pf_C ovest	44,33427	9,15097
17_pf_A	44,31534	9,16312
17_pf_B	44,30936	9,17983
18_pf_C est	44,30868	9,21550
22_ct_A Mesco	44,13624	9,63062
22_ct_B Mesco	44,13852	9,63200
22_ct_C	44,13594	9,62205
23_ct_A Montenero	44,09119	9,74055
23_ct_B Montenero	44,09043	9,73665
23_ct_C	44,11258	9,69242
24_ct_C	44,07958	9,74383
24_pv_C	44,03089	9,84684
25_pv_C	44,04872	9,83678

Tabella 14. Coordinate del centroide di ciascuna unità biomarina (sistema di riferimento: WGS84)

### **Presenza di aree soggette a frane**

In Figura 39 viene riportata la diversa suscettività a frane nelle unità biomarine, in base alla presenza ed estensione di questa forzante nei comuni costieri. L'unità che presenta valore più alto è 16\_pf\_C ovest (0,46 no), a seguire le unità 18\_pf\_C est (0,17 no) e 22 (0,17 no). 13 unità non presentano alcun valore di suscettività.

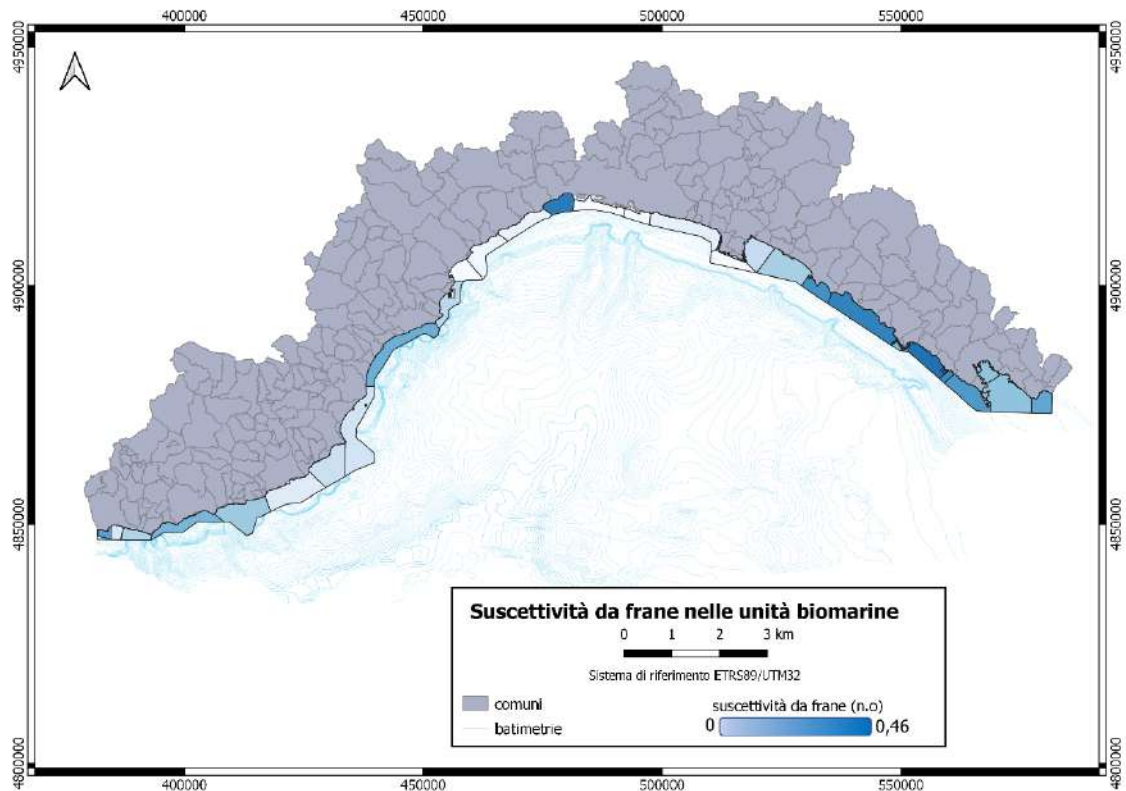
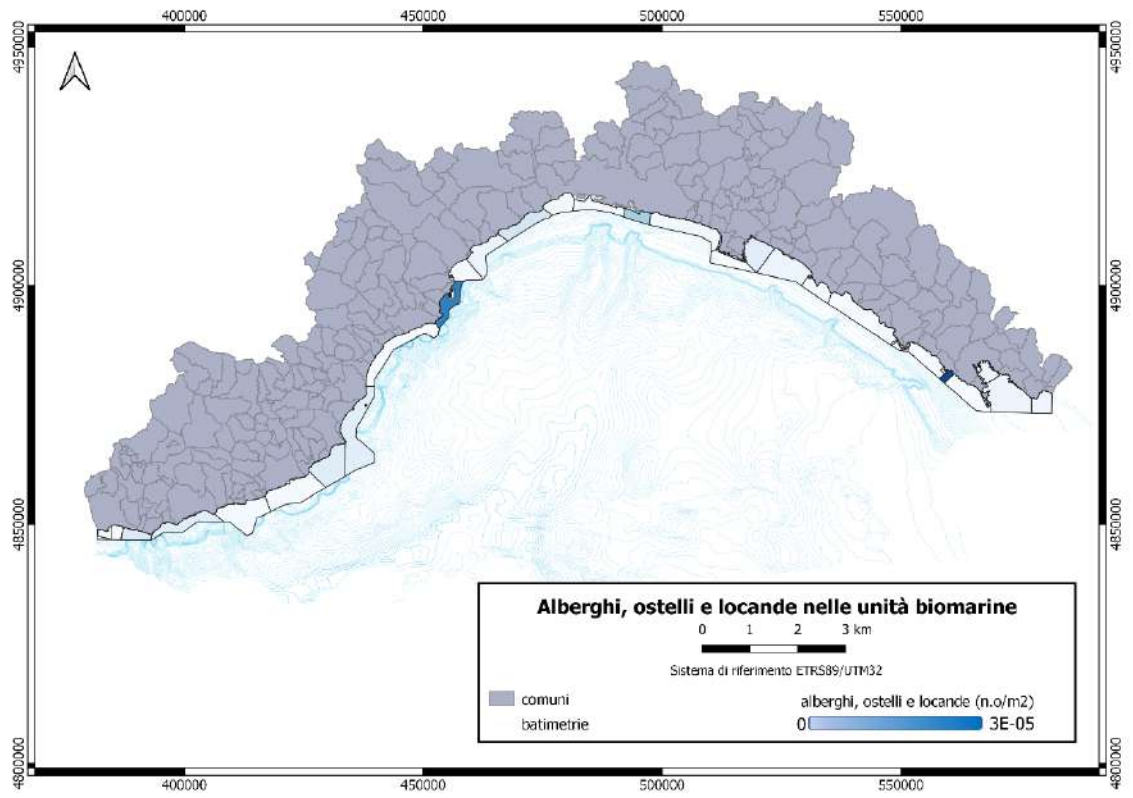


Figura 39. Susceptibilità da frane (no) nelle unità biomarine

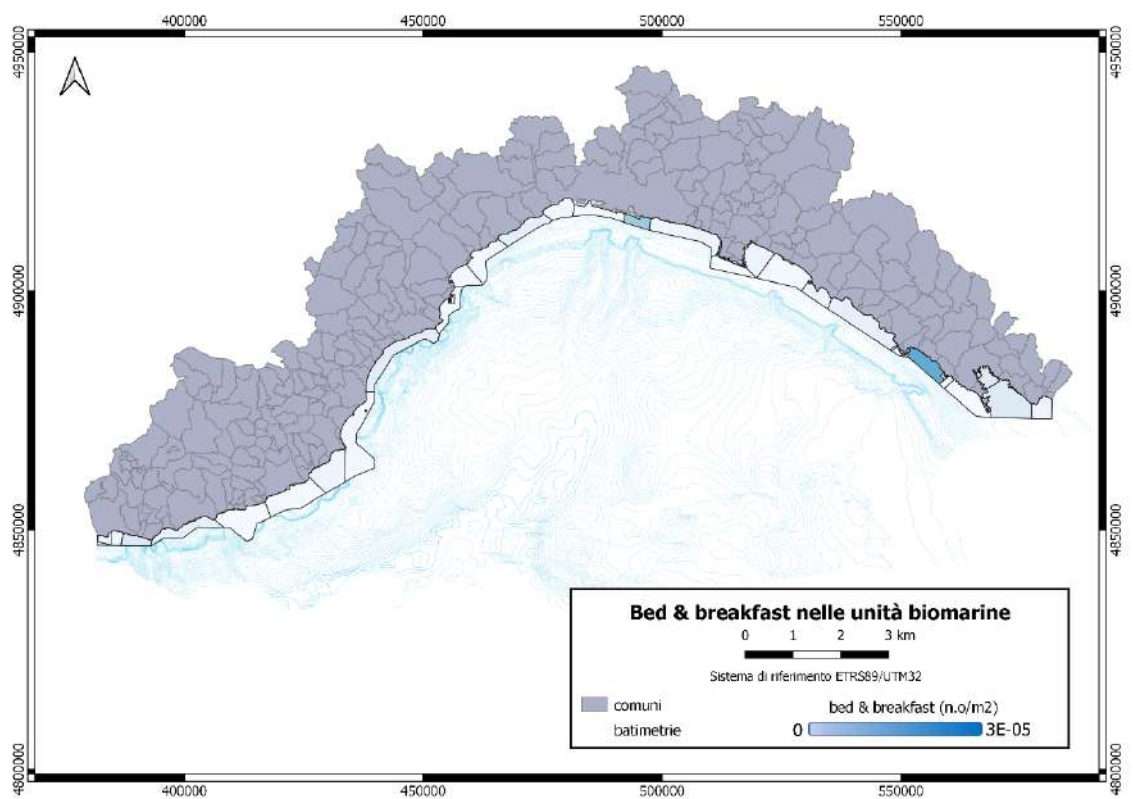
### **Presenza di diversi tipi di strutture ricettive nei comuni costieri**

In Figura 40 sono rappresentati i valori di densità dei quattro tipi di strutture ricettive nelle unità biomarine, mentre in Figura 41 viene riportato il valore di densità complessivo. I risultati oscillano tra un'assenza di strutture ricettive (unità 22\_01\_cm\_C, 09\_bg\_A, 09\_bg\_B Isola, 09\_bg\_B Predani, 09\_bg\_C, 17\_pf\_A, 22\_ct\_A Mesco, 22\_ct\_B Mesco, 23\_ct\_B Montenero, 24\_pv\_C) e un valore massimo pari a  $2,09E-05$  no m<sup>-2</sup> (unità 25\_pv\_C). Nelle unità ad est di Genova, la maggiore influenza sul valore di densità totale delle strutture è data dalla presenza di bed & breakfast. Ad esempio, il valore totale dell'unità 24\_ct\_C è attribuibile esclusivamente a questa sottocategoria di forzante. Nelle unità ad ovest di Genova, invece, sono le strutture alberghiere, gli ostelli e le locande ad avere maggiore presenza. Considerando, ad esempio, l'unità 9, il suo valore totale è dato unicamente da questo tipo di strutture.

a)



b)



c)

d)

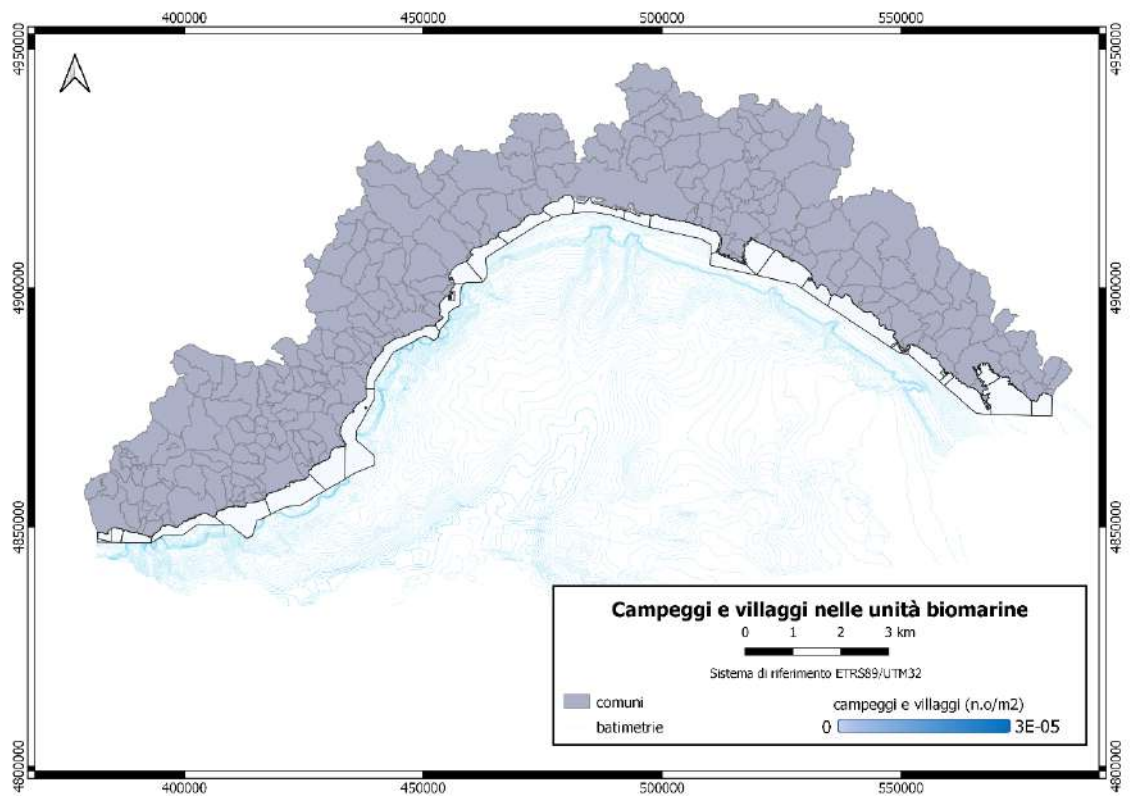


Figura 40. Densità (n.o  $m^{-2}$ ) di a) strutture alberghiere, ostelli e locande, b) bed & breakfast, c) rifugi escursionistici e d) campeggi e villaggi nelle unità biomarine

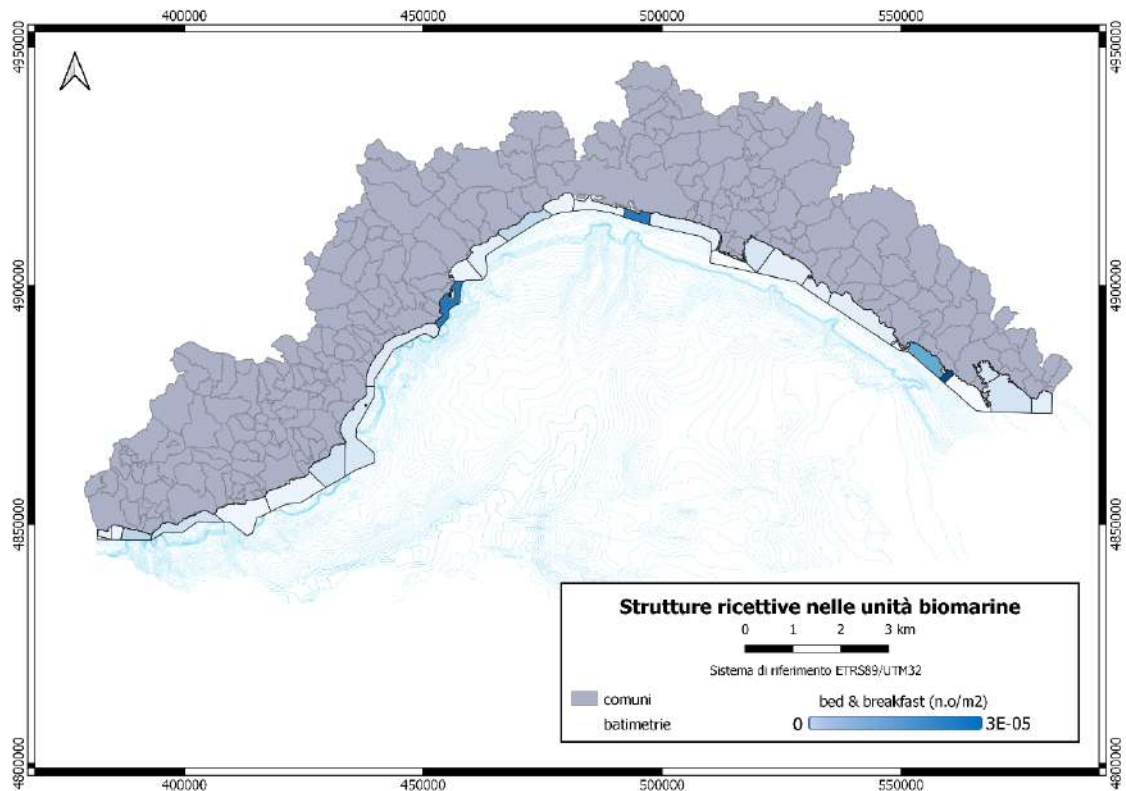


Figura 41. Densità (no m<sup>2</sup>) di strutture ricettive nelle unità biomarine

### **Presenza ed estensione di spiagge balneabili**

In Figura 42 viene riportata la percentuale di spiagge adibite a balneazione calcolata rispetto alla linea di costa totale di ciascuna unità biomarina. In alcune unità (22, 01\_cm\_C, 09\_bg\_A, 17\_pf\_A, 17\_pf\_B, 22\_ct\_A Mesco, 23\_ct\_A Montenero, 23\_ct\_B Montenero, 24\_pv\_C) non sono presenti spiagge balneabili. Le unità che presentano, al contrario, una presenza maggiore di spiagge balneabili sono le unità 02 (83%) e 07 (63%), collocate ad ovest di Genova.

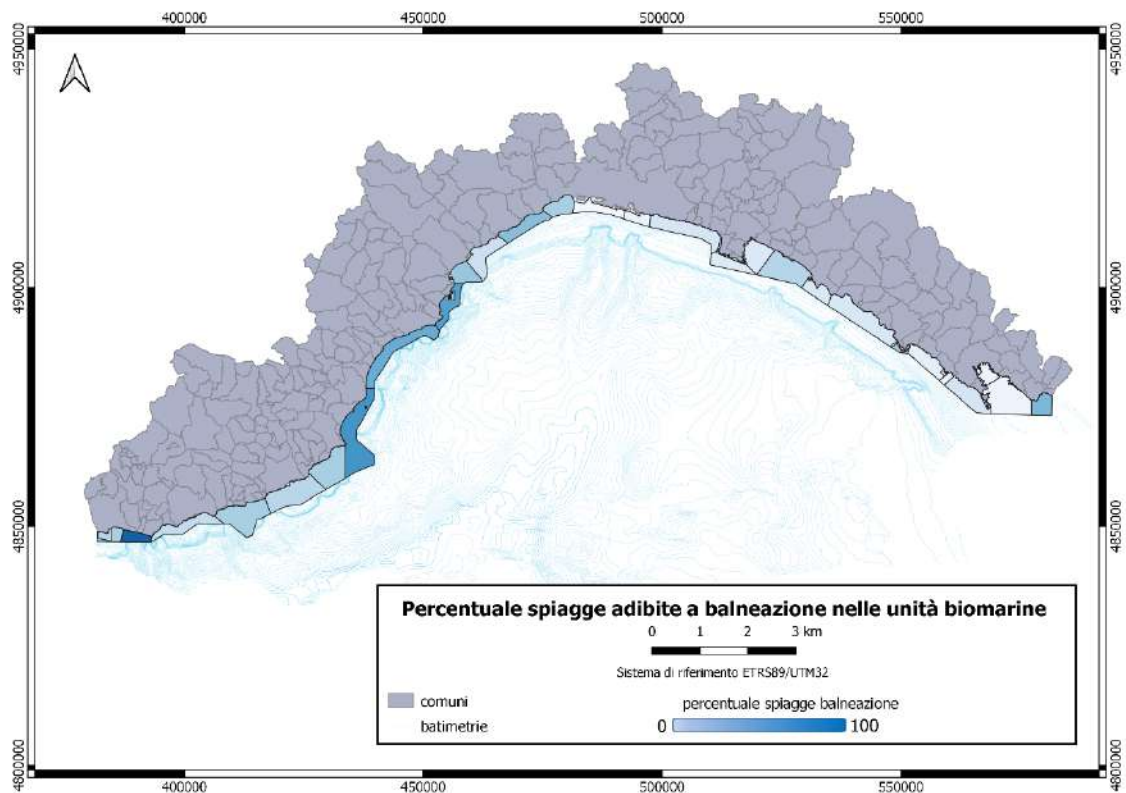
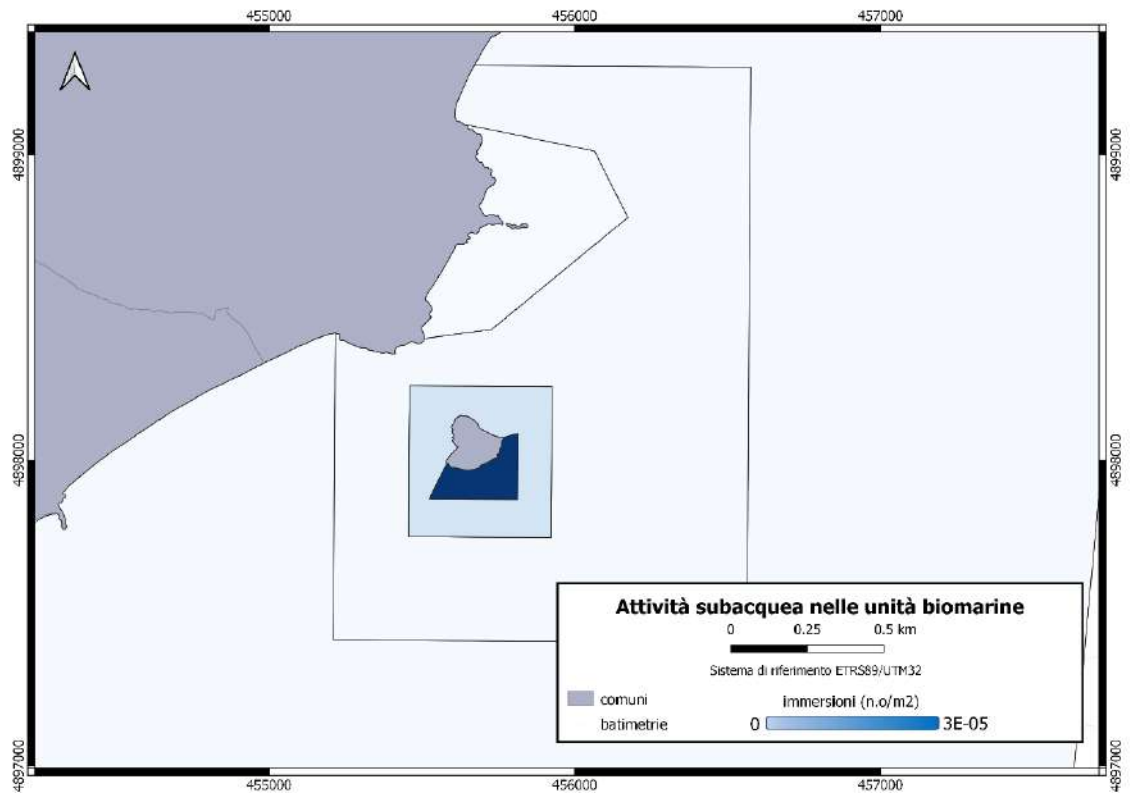


Figura 42. Percentuale delle spiagge adibite a balneazione nelle unità biomarine

### ***Svolgimento di attività subacquea presso siti costieri***

I valori di attività subacquea sono stati riportati sotto forma di densità, calcolati rispetto alla superficie delle unità biomarine, in Figura 44. I valori di densità maggiori vengono riscontrati nelle unità relative alle zonazioni delle AMP, in particolare: 17\_pf\_B ( $1,54E-05$  n.o  $m^{-2}$ , Figura 43 a) e 09\_bg\_A ( $2,91E-05$  n.o  $m^{-2}$ , Figura 43 b), valori esclusivamente ottenuti dalla categoria di immersioni in siti non specificati.

a)



b)

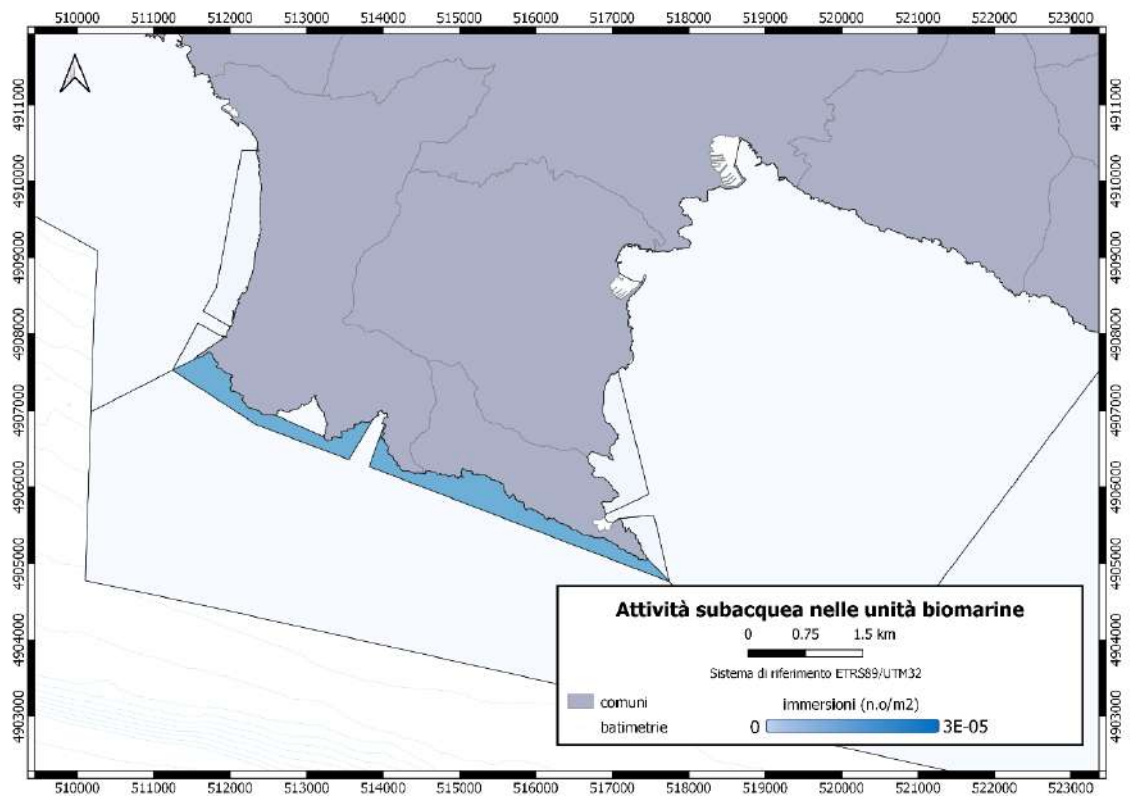


Figura 43. Densità (n.o  $m^{-2}$ ) di siti di immersione nelle unità biomarine delle AMP di a) Bergaggi e b) Portofino

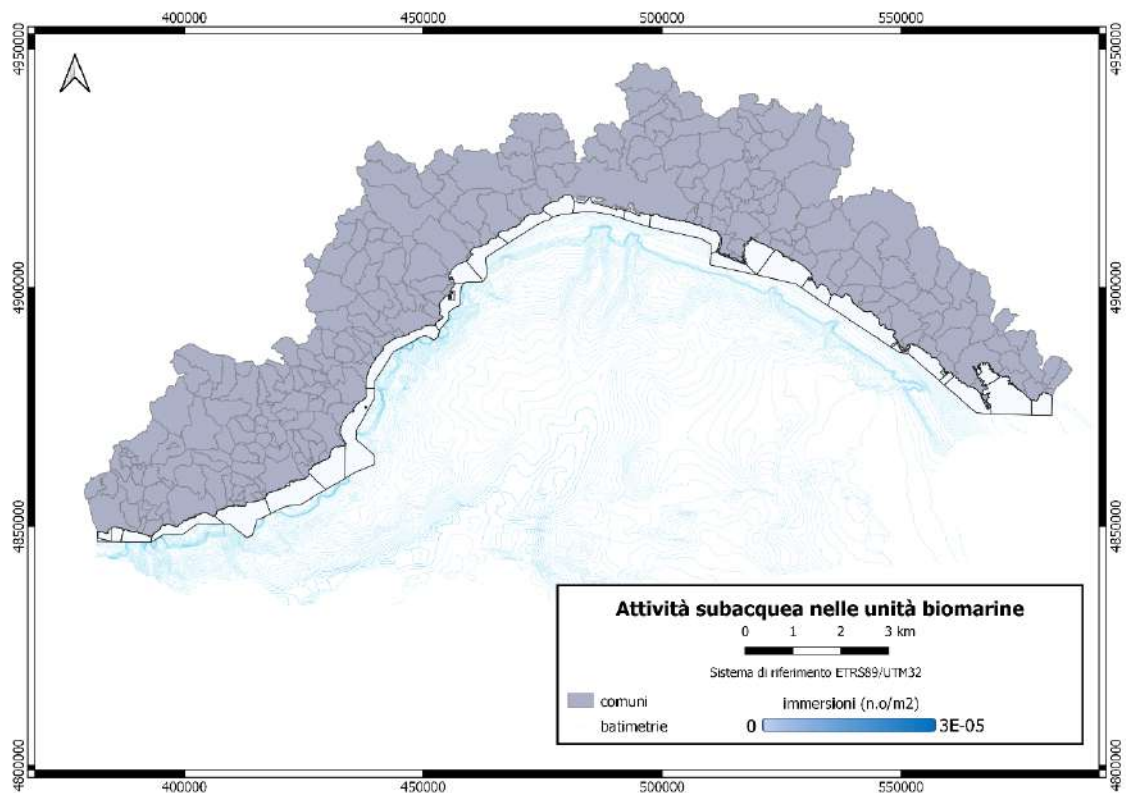


Figura 44. Densità ( $n.o m^{-2}$ ) di siti di immersione nelle unità biomarine

### Presenza di ferrovie lungo costa

I valori delle ferrovie presenti lungo la costa sono riportati come percentuale rispetto alla lunghezza totale della linea di costa di ciascuna unità. In Figura 45 si osservano i valori massimi nelle unità 01, 10, 14, 01\_cm\_C, 23\_ct\_A Montenero e 23\_ct\_C, dove la linea di costa è attraversata interamente da elementi ferroviari. Ad esclusione di unità che non presentano alcuna linea ferroviaria lungo costa in generale la distribuzione di questa forzante è simile tra la costa ad est e ad ovest di Genova.

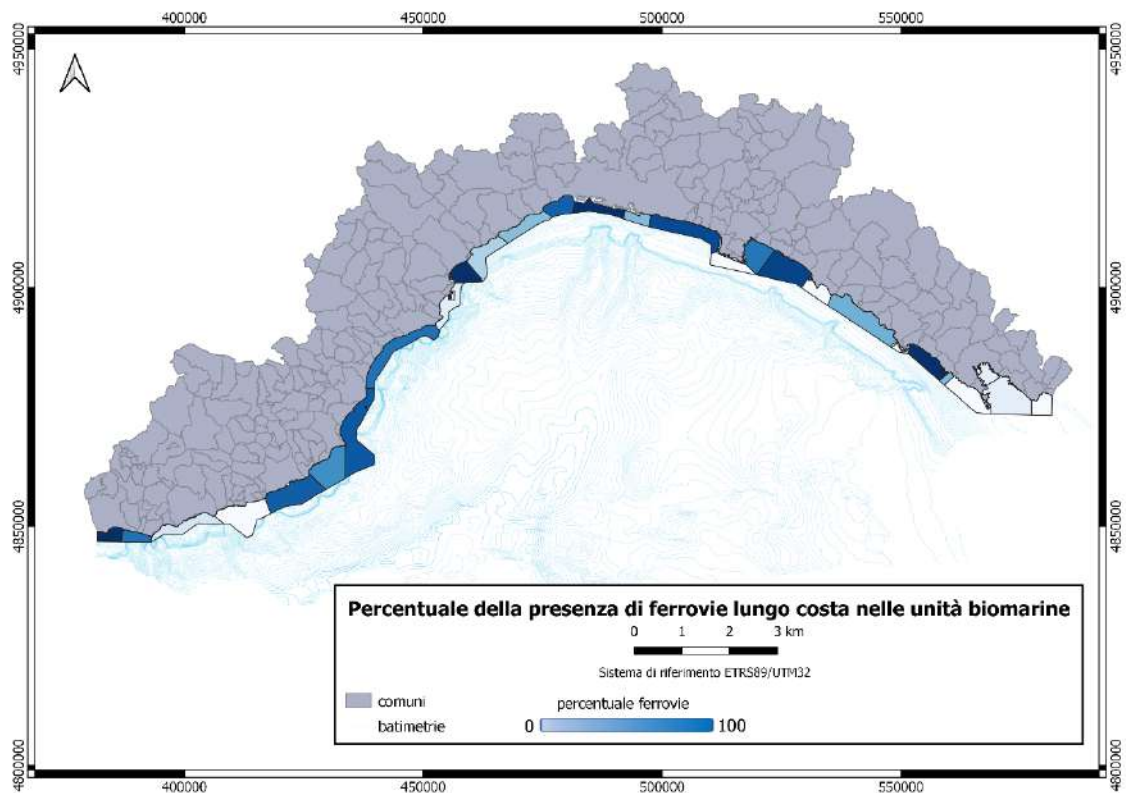
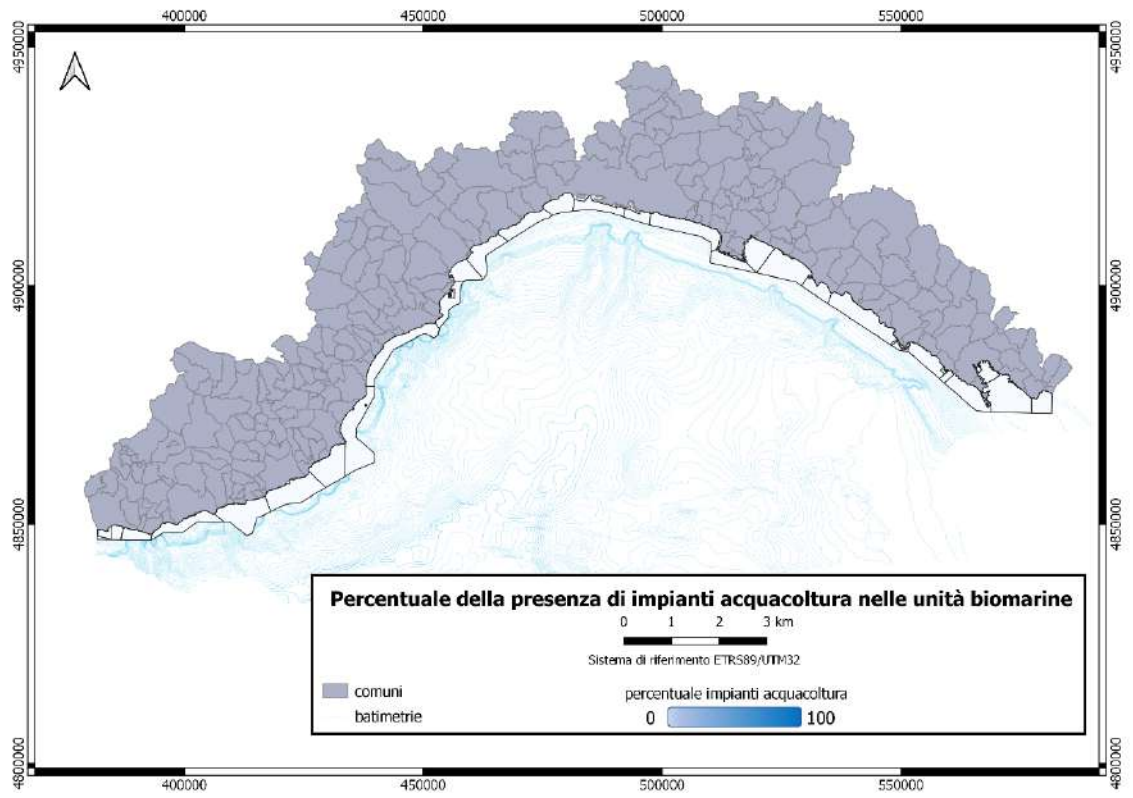


Figura 45. Percentuale della presenza di ferrovia lungo costa nelle unità biomarine

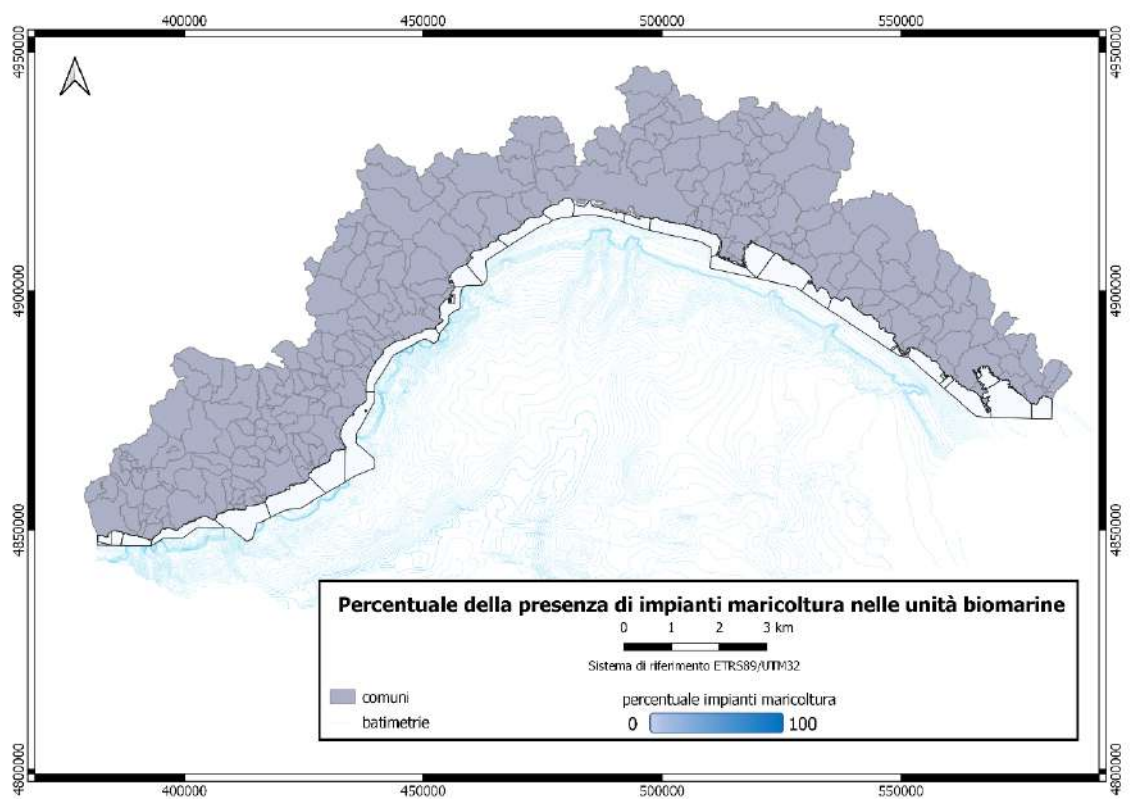
### **Presenza di diversi tipi di impianti di allevamento in mare**

Questo tipo di forzante è presente in nove unità biomarine, come mostrato in Figura 46 e Figura 47. I valori riportati definiscono la percentuale di superficie occupata dalla forzante rispetto alla totalità della superficie dell'unità. Nelle unità 01, 02, 06, 08 e 09, rispettivamente con valori totali pari al 2%, 0,4%, 0,03%, 7% e 0,08%, sono presenti esclusivamente barriere di ripopolamento ittico. L'unità 16 è occupata, con una percentuale dello 0,03%, unicamente da impianti di pesca e l'unità 19, con una percentuale dello 0,3%, presenta solamente impianti di maricoltura. Nell'unità 7 osserviamo la presenza di impianti di maricoltura e barriere di ripopolamento ittico, che contribuiscono in egual misura nell'ottenere un valore finale totale di 0,2% di superficie occupata. L'unità 15, invece, deve il suo valore percentuale totale (6%) alla presenza di impianti di maricoltura (0,6%) e miticoltura (6%).

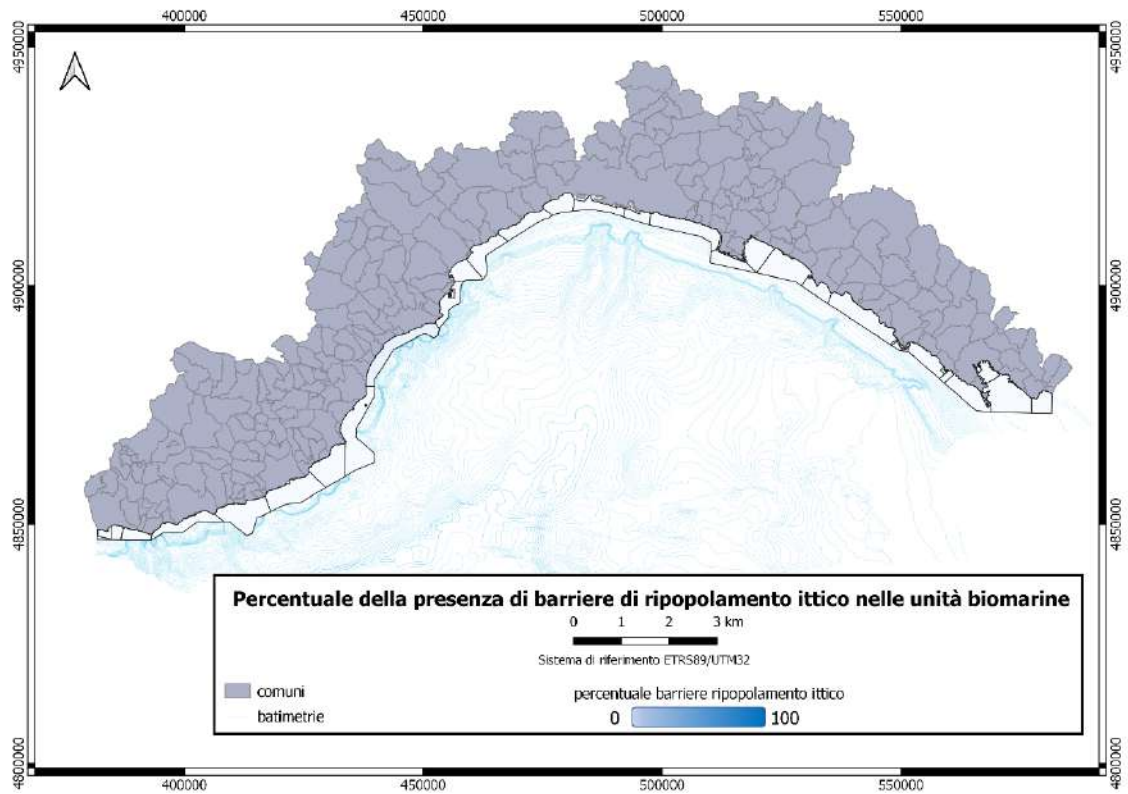
a)



b)



c)



d)

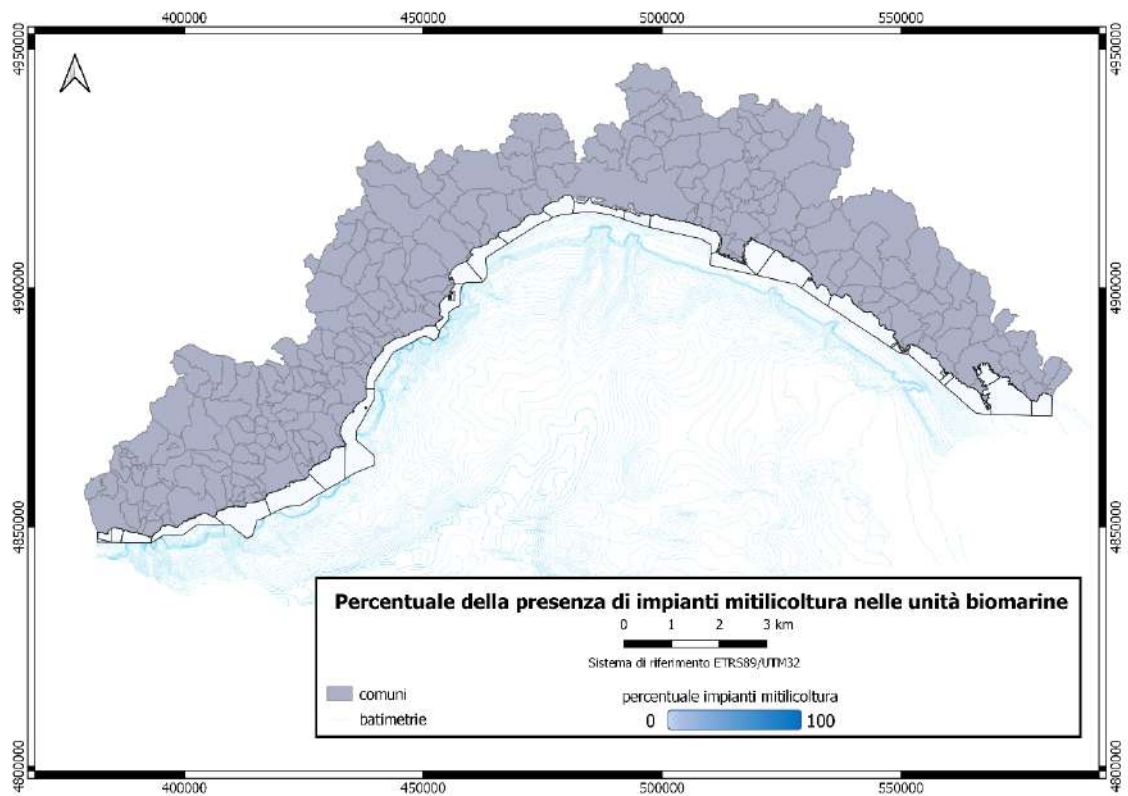


Figura 46. Percentuale della presenza di a) impianti di pesca, b) impianti di maricoltura, c) barriere di ripopolamento ittico e d) impianti di mitilcoltura, nelle unità biomarine

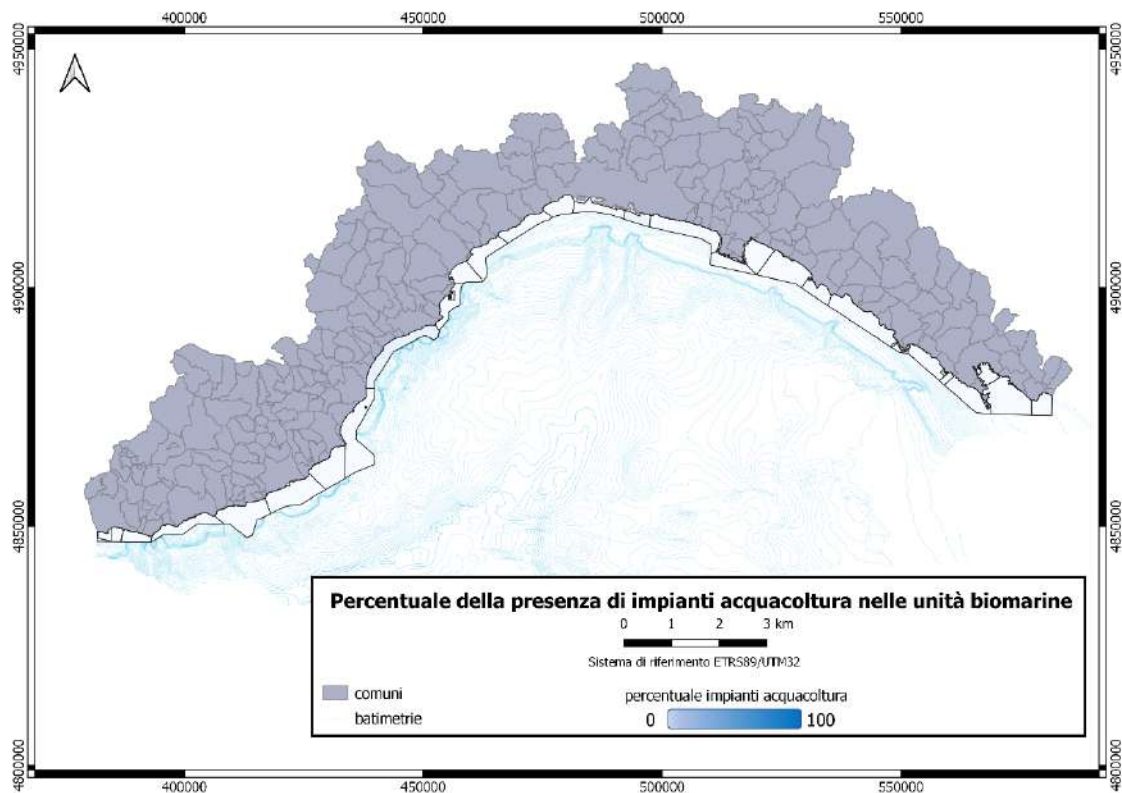


Figura 47. Percentuale della presenza di impianti di acquacoltura nelle unità biomarine

### **Presenza di diversi tipi di opere di difesa**

I risultati della densità di opere di difesa nelle unità biomarine sono riportati come valore complessivo in Figura 48. Dodici unità non presentano alcuna opera di difesa, tra le quali, ad esempio, rientrano le unità collocate nelle Zone A ed in alcune zone B delle AMP (09\_bg\_A, 09\_bg\_Isola, 09\_bg\_Predani, 17\_pf\_A, 17\_pf\_B, 22\_ct\_A Mesco, 23\_ct\_A Montenero, 23\_ct\_B Montenero). Escludendo le unità appena citate, il valore di densità minimo osservato appartiene all'unità 22\_ct\_C ( $2,25E-07$  no  $m^{-2}$ ), dove si trovano opere di difesa emerse, aderenti a costa e costituite da massi. Il valore massimo osservato (Figura 49) si riscontra nell'unità 25\_pv\_C ( $6,26E-05$  no  $m^{-2}$ ) ed è rappresentato da opere in parte sommerse ed in parte emerse, aderenti a costa e costituite da massi.

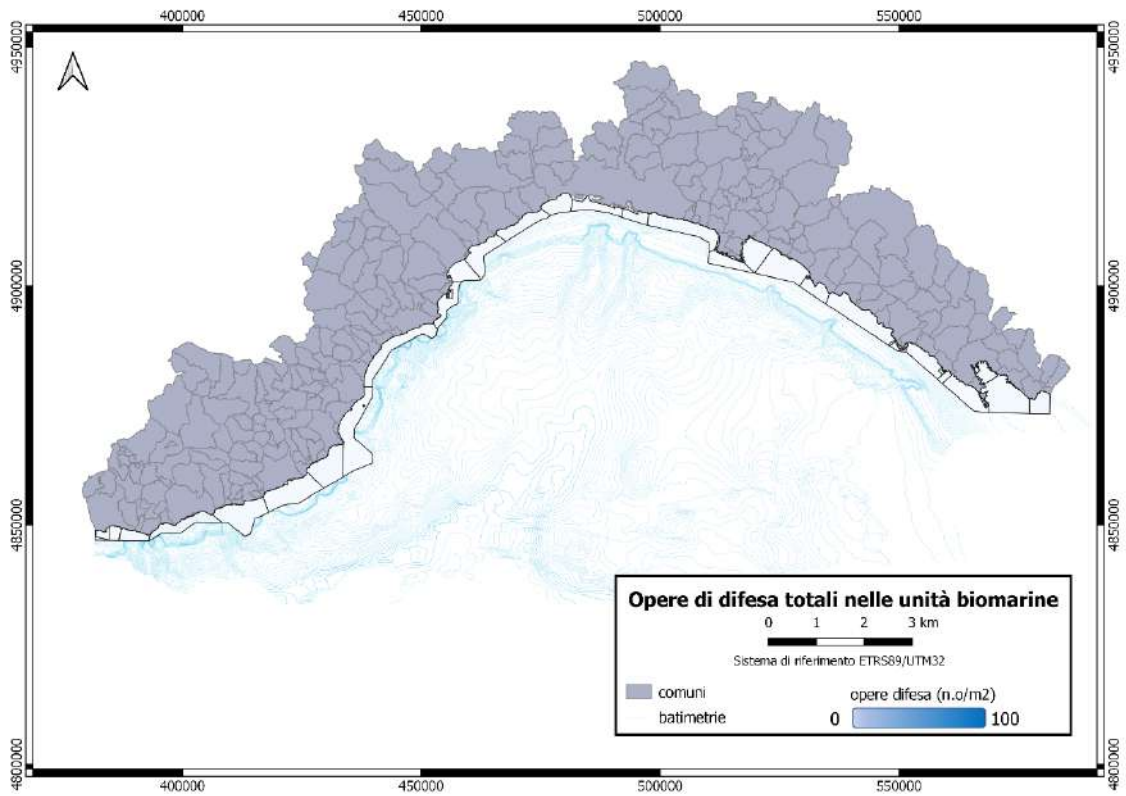


Figura 48. Densità (n.o m<sup>-2</sup>) di opere di difesa nelle unità biomarine

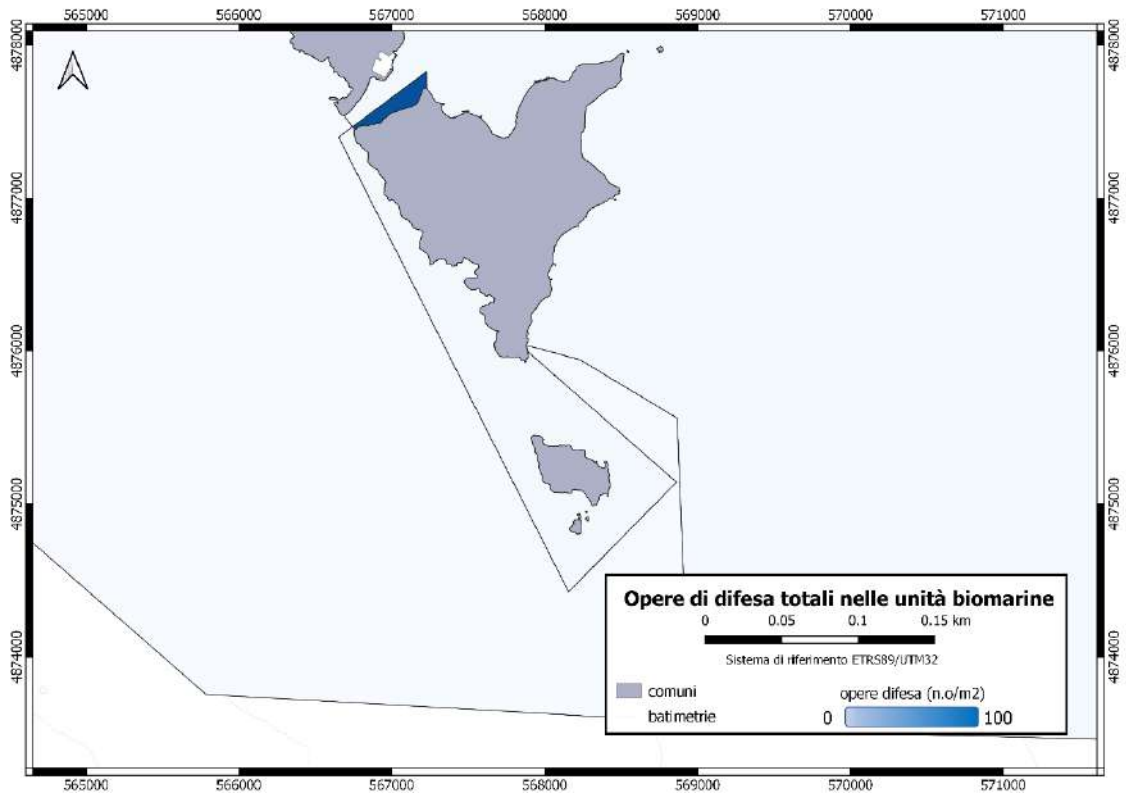


Figura 49. Densità (n.o m<sup>-2</sup>) di opere di difesa nelle unità biomarine dell'Area protetta di Portovenere

### **Presenza di coste artificiali**

In Figura 50 viene riportata la percentuale di costa artificiale rispetto alla linea di costa totale per ciascuna unità biomarina. L'unica unità con un valore pari al 100% è 25\_pv\_C, mentre sono otto le unità che non presentano questo tipo di forzante (09\_bg\_A, 09\_bg\_B Isola, 09\_bg\_B Predani, 22\_ct\_A Mesco, 22\_ct\_C, 23\_ct\_A Montenero, 23\_ct\_B Montenero, 26). Un'elevata percentuale di costa artificiale è osservabile nelle unità 14 (79%), 13 (84%) e 16\_pf\_C ovest (98%).

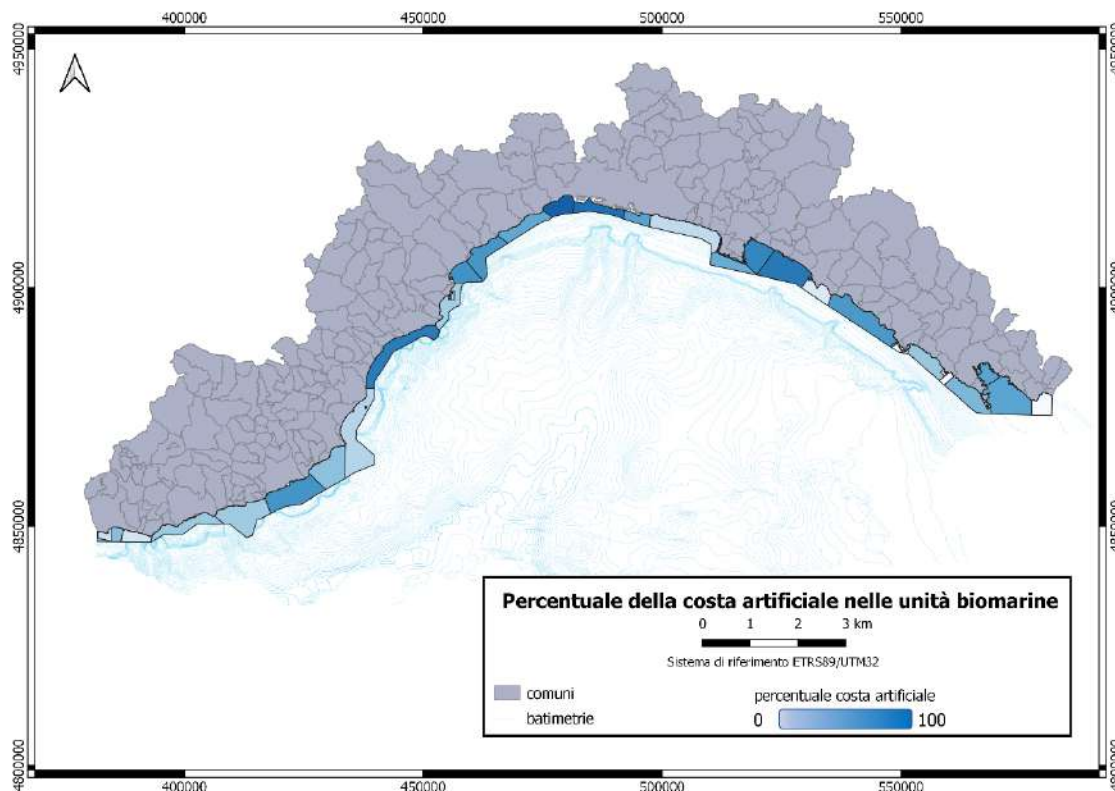


Figura 50. Percentuale della costa artificiale nelle unità biomarine

### **Opere di ripascimento**

Le opere di ripascimento (Figura 51) non sono distribuite uniformemente in tutta la costa. Queste, infatti, sono state effettuate prevalentemente ad ovest di Genova e circa la metà delle unità biomarine presenta valore nullo per questa forzante. Tra le unità con opere di ripascimento si osserva un massimo, calcolato in percentuale rispetto alla lunghezza di linea di costa totale per ciascuna unità, attribuibile all'unità 16 (47%) ed un minimo attribuibile all'unità 04 (1,9%).

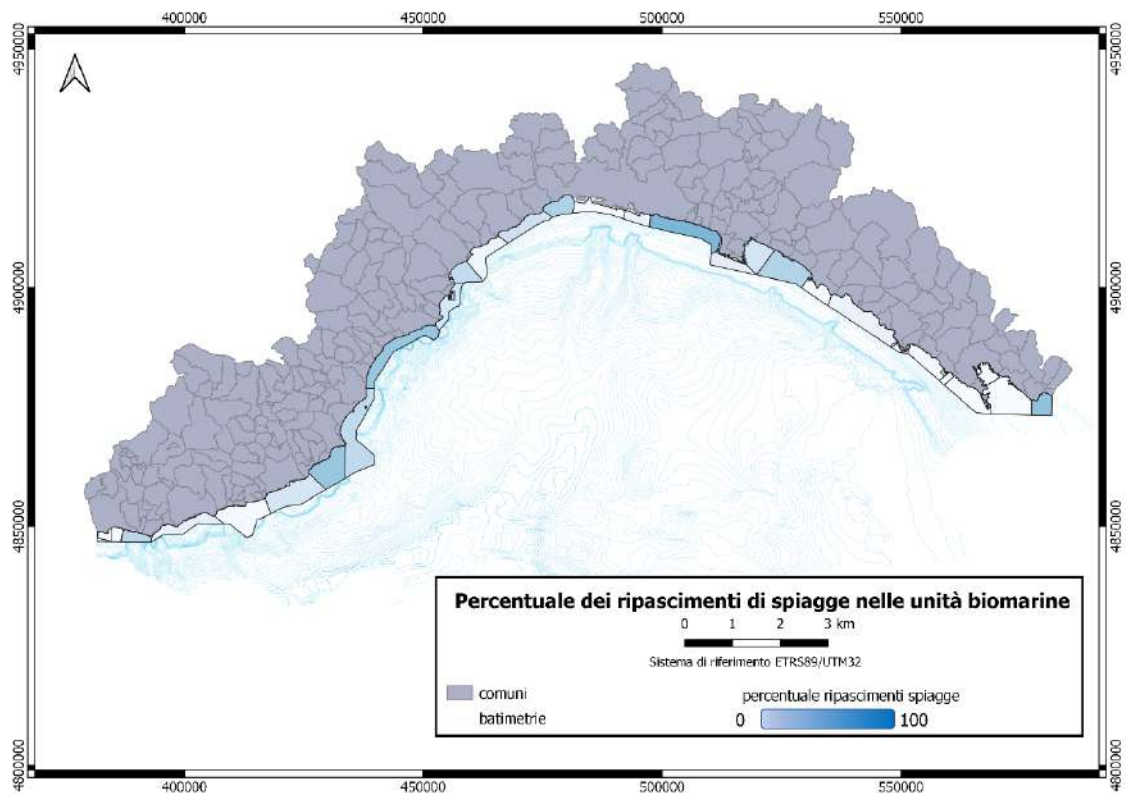
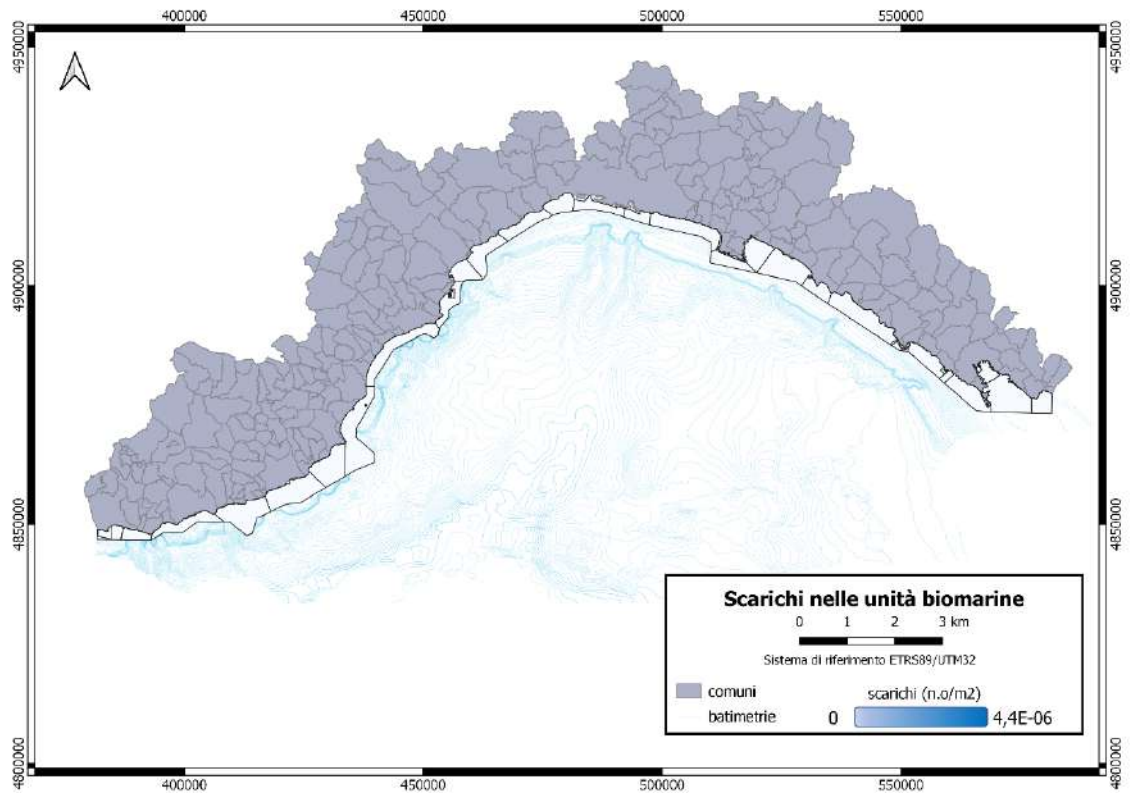


Figura 51. Percentuale dei ripascimenti di spiagge nelle unità biomarine

### **Presenza di scarichi e condotte a mare**

In Figura 52 sono riportate le densità di scarichi e condotte con scarico a mare nelle unità biomarine. Le unità all'interno delle AMP non presentano questo tipo di forzante, ad esclusione dell'unità 18\_pf\_C est e 23\_ct\_C, che presentano rispettivamente valori di  $1,17E-06$  n.o  $m^{-2}$  (riscontrato per gli scarichi) e  $1,41E-07$  n.o  $m^{-2}$  (riscontrato sia per scarichi che condotte con scarico a mare). La densità massima osservata per gli scarichi appartiene all'unità 14 ( $4,37E-06$  n.o  $m^{-2}$ ), mentre per le condotte all'unità 02 ( $2,55E-07$  n.o  $m^{-2}$ ).

a)



b)

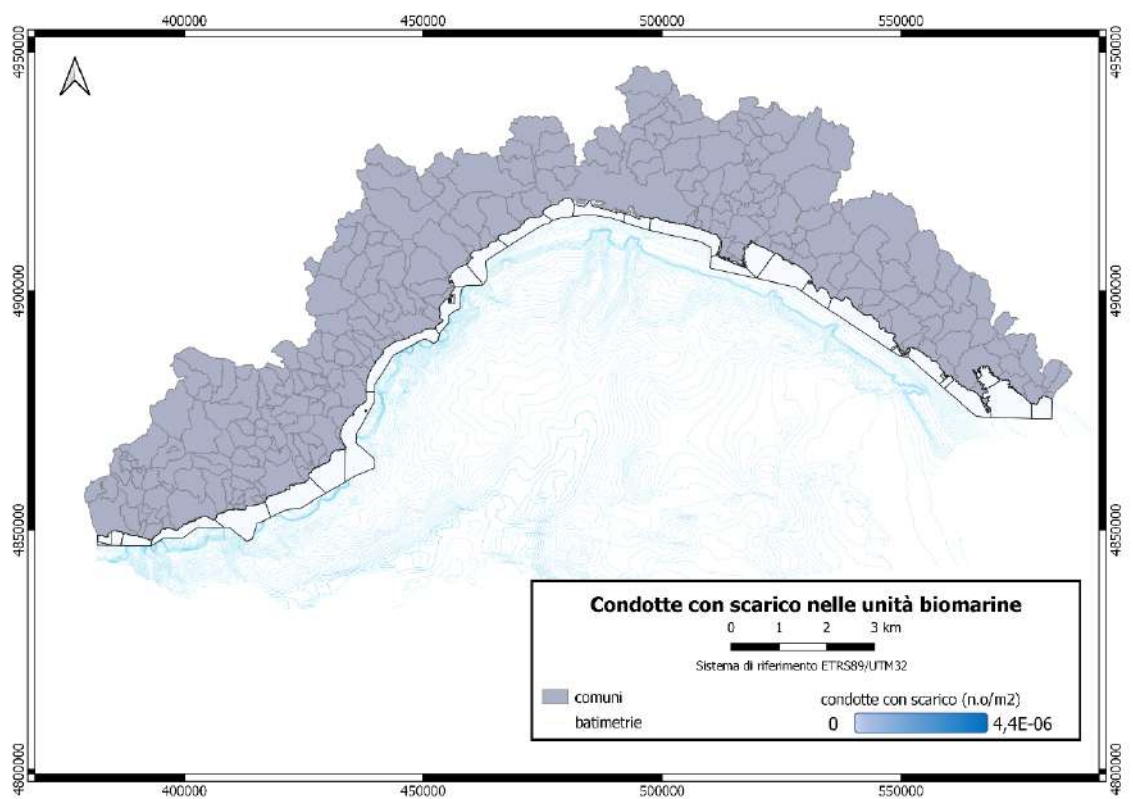


Figura 52. Densità (n.o m<sup>-2</sup>) di a) scarichi e b) condotte con scarico nelle unità biomarine

### **Densità di popolazione nei comuni costieri**

In Figura 53 viene riportata la densità di popolazione calcolata rispetto alla superficie delle unità biomarine. Le uniche due unità che non presentano popolazione sono 09\_bg\_A e 09\_bg\_B Isola, collocate all'interno dell'AMP di Bergoggi. L'unità con valori di densità più elevati è la 15 (0,02 n.o m<sup>-2</sup>), seguita dalla 14 (0,01 n.o m<sup>-2</sup>), entrambe collocate nei pressi della città di Genova.

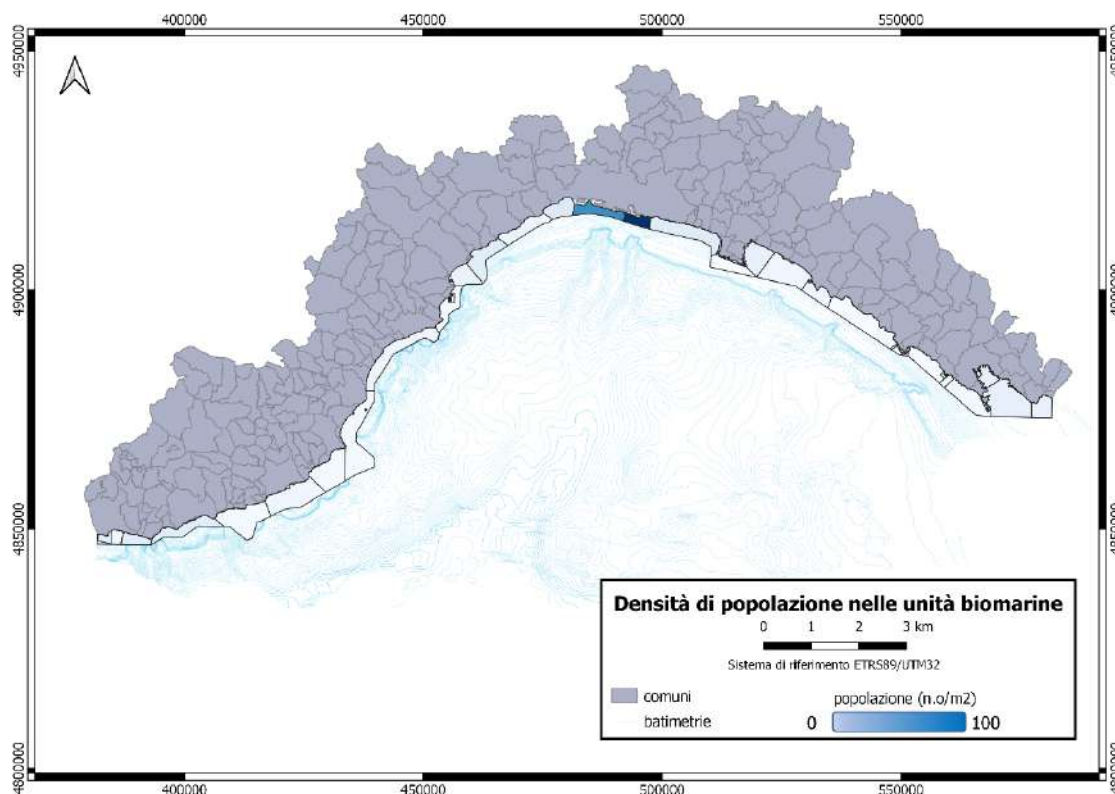


Figura 53. Densità di popolazione nelle unità biomarine (n.o m<sup>-2</sup>)

### **Presenza di diversi tipi di tessuto urbano lungo la fascia costiera**

Le unità che non presentano tessuto urbano ed industriale sono 09\_bg\_A e 09\_bg\_B Isola. Ad esclusione di queste, i valori percentuali complessivi di tessuto urbano e aree industriali variano tra un minimo di 0,1% (unità 22) ed un massimo di 13% (unità 19) (Figura 54). Le aree industriali e artigianali non hanno elevate estensioni lungo costa, il valore percentuale massimo osservato è pari al 2% nell'unità 25 (Figura 55 a). I valori di tessuto urbano non superano il 12%, attribuibile alle unità 05, 07 e 19. Il valore minimo osservato è invece 0,1% (unità 22) (Figura 55 b). Tra i diversi tipi di tessuto urbano, quello che presenta in generale valori più elevati, è il tessuto urbano discontinuo mediamente denso. Le unità con valore percentuale maggiore sono la 04 (8%) e la 06 (7%). Mentre, il tessuto urbano continuo e denso riporta valori percentuali minori, l'unità con valore più alto non supera il 2% (unità 07).

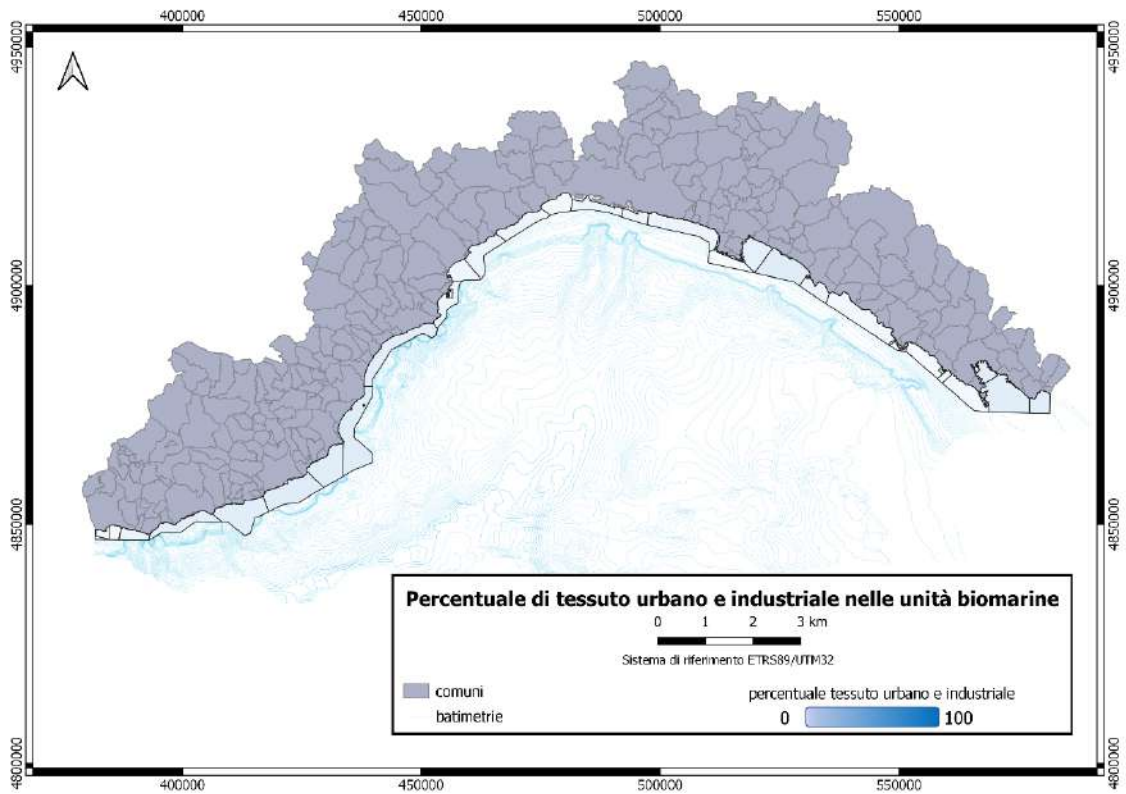
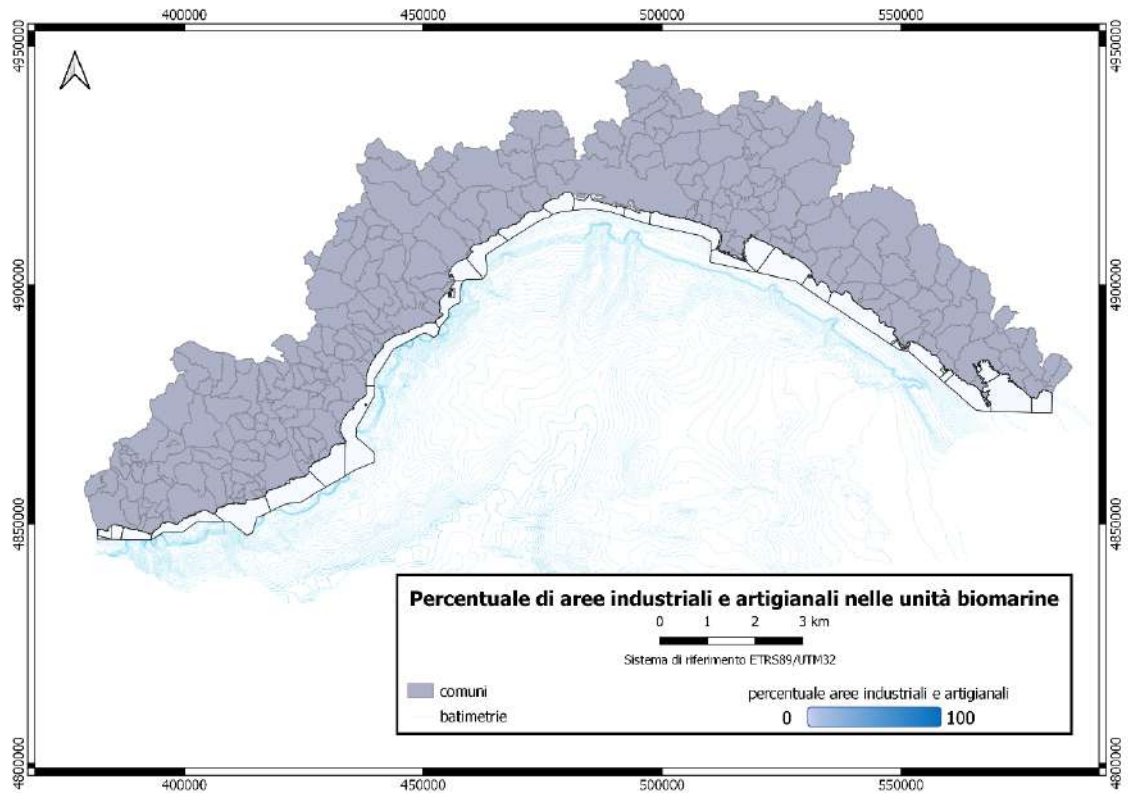


Figura 54. Percentuale di tessuto urbano e industriale nelle unità biomarine

a)



b)

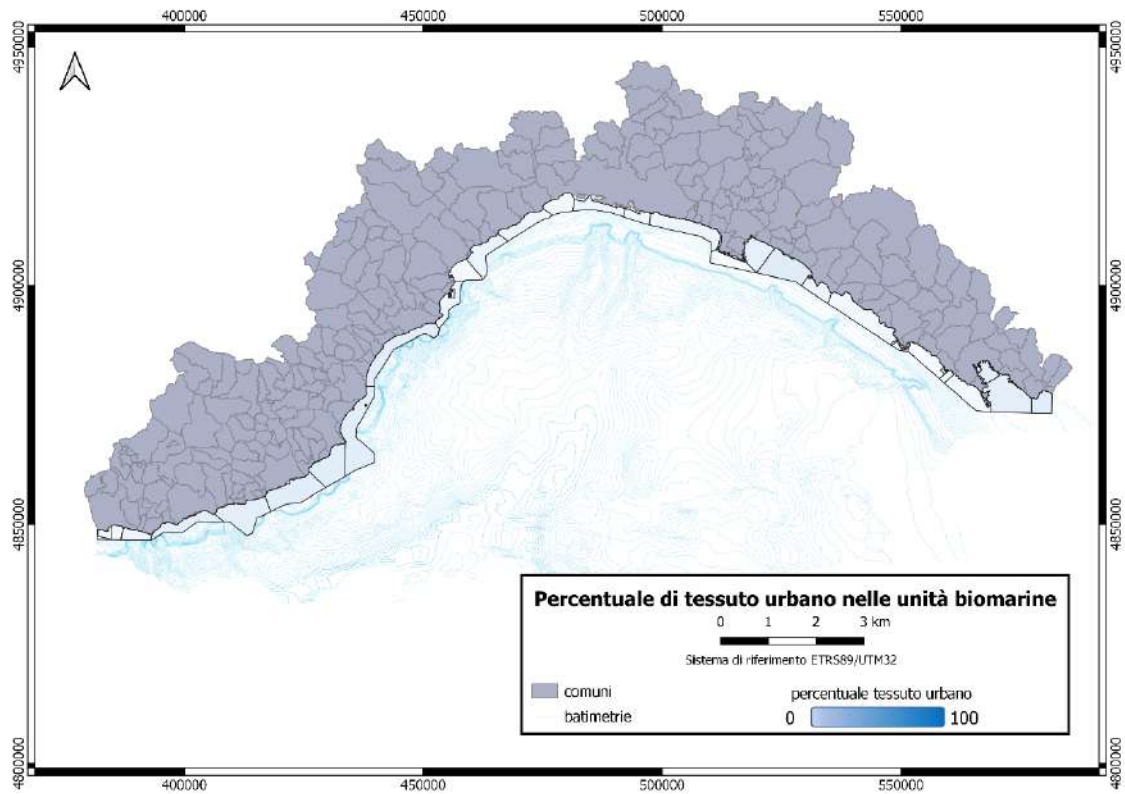


Figura 55. Percentuale di a) aree industriali e artigianali e b) tessuto urbano complessivo, nelle unità biomarine

### **Presenza di zone di protezione marine e terrestri**

Le unità 17\_pf\_A e 17\_pf\_B sono interamente costituite da SIC marini (Figura 56), calcolati come variazione percentuale rispetto alla superficie delle unità. Valori elevati si osservano inoltre nelle unità 18\_pf\_C est (79%), 22\_ct\_A Mesco (82%), 16\_pf\_C ovest (90%) e 23\_ct\_A Montenero (91%). Le unità che invece non presentano questo tipo di forzante sono: 02, 13, 14, 19, 22, 26, 24\_ct\_C, 25\_pv\_C.

Per quanto riguarda i SIC terrestri (Figura 57), calcolati anch'essi come variazione percentuale, non sono presenti nelle unità 09\_bg\_A e 09\_bg\_B Isola. Il valore massimo è invece attribuibile all'unità 12 (45%), seguita dall'unità 08 (44%) e 26 (41%).

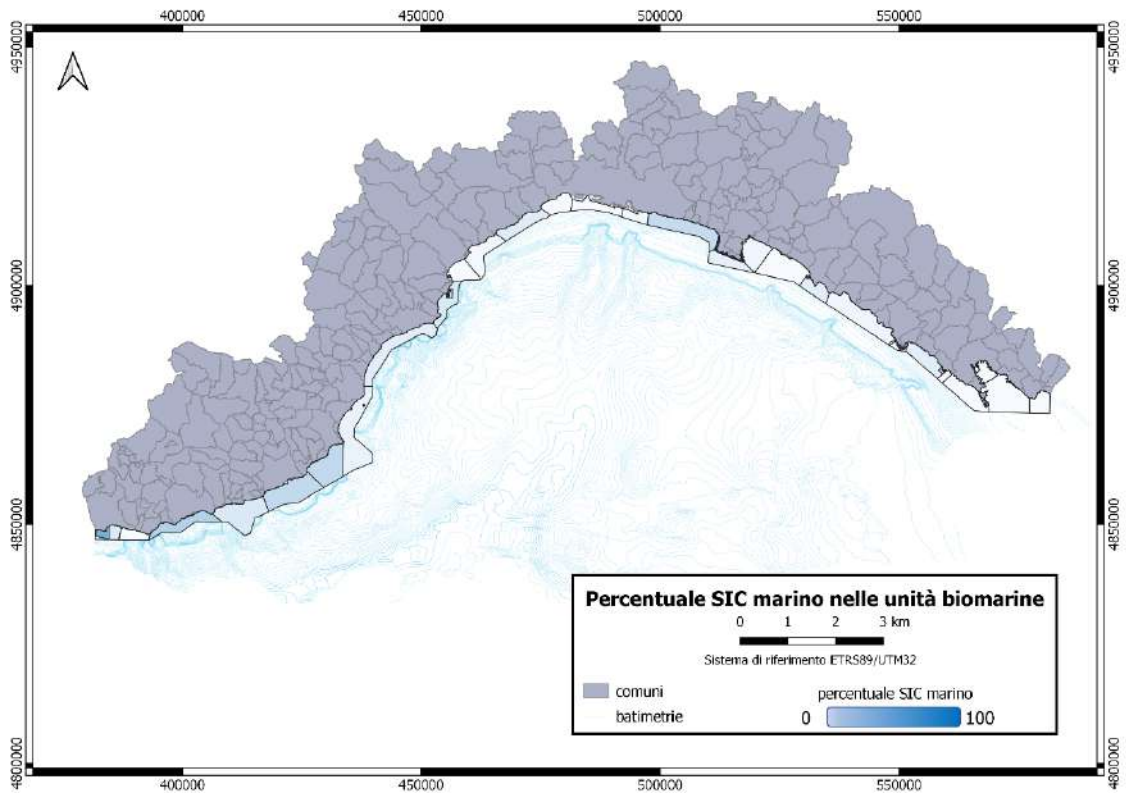


Figura 56. Percentuale di SIC marini nelle unità biomarine

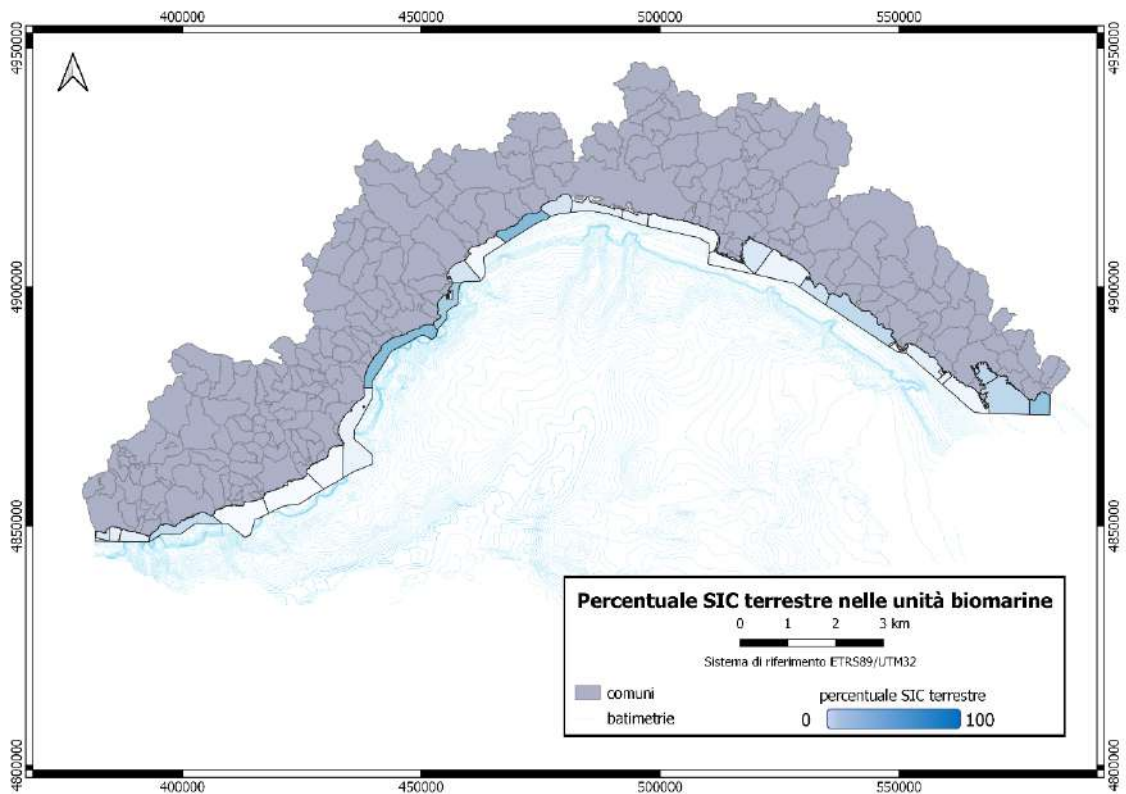
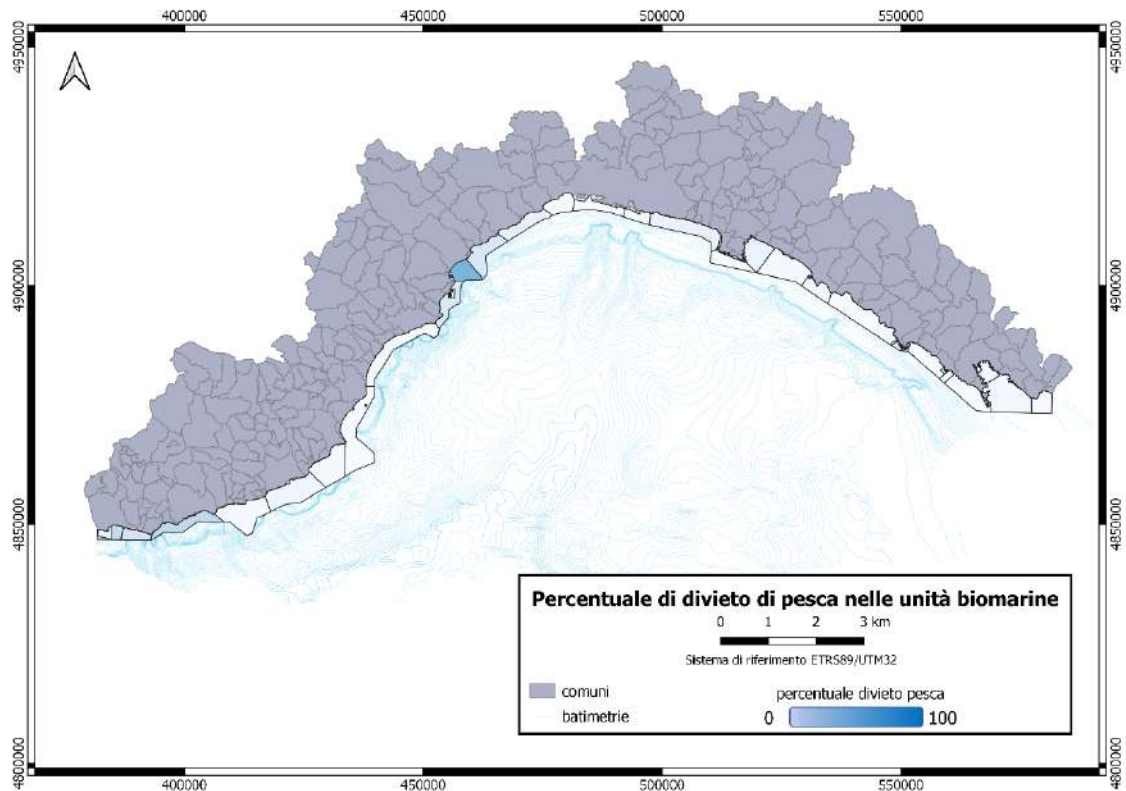


Figura 57. Percentuale di SIC terrestri nelle unità biomarine

### **Localizzazione di aree di divieto per la pesca**

In Figura 58 sono riportate le percentuali di superficie di unità biomarine soggette al divieto di pesca. Le uniche unità in cui non vi è possibilità di effettuare pratiche di pesca rientrano all'interno delle Zone A delle AMP (09\_bg\_A, 17\_pf\_A, 22\_ct\_A Mesco, 23\_ct\_A Montenero), che mostrano quindi i valori massimi. Oltre a queste, l'unità con maggiore superficie occupata da questo tipo di divieto è l'unità 10 (49%).



*Figura 58. Percentuale di divieto di pesca nelle unità biomarine*

### **Localizzazione di aree di divieto per l'ancoraggio**

La Figura 59 mostra la percentuale di superficie soggetta al divieto di ancoraggio nelle unità biomarine. Le unità che presentano questo divieto per tutta l'estensione della superficie sono le Zone A e B delle AMP (09\_bg\_A, 09\_bg\_B Isola, 09\_bg\_B Predani, 17\_pf\_A, 17\_pf\_B, 22\_ct\_A Mesco, 22\_ct\_B Mesco, 23\_ct\_A Montenero, 23\_ct B Montenero). A seguire, l'unità con percentuale più elevata è la 4 (40%).

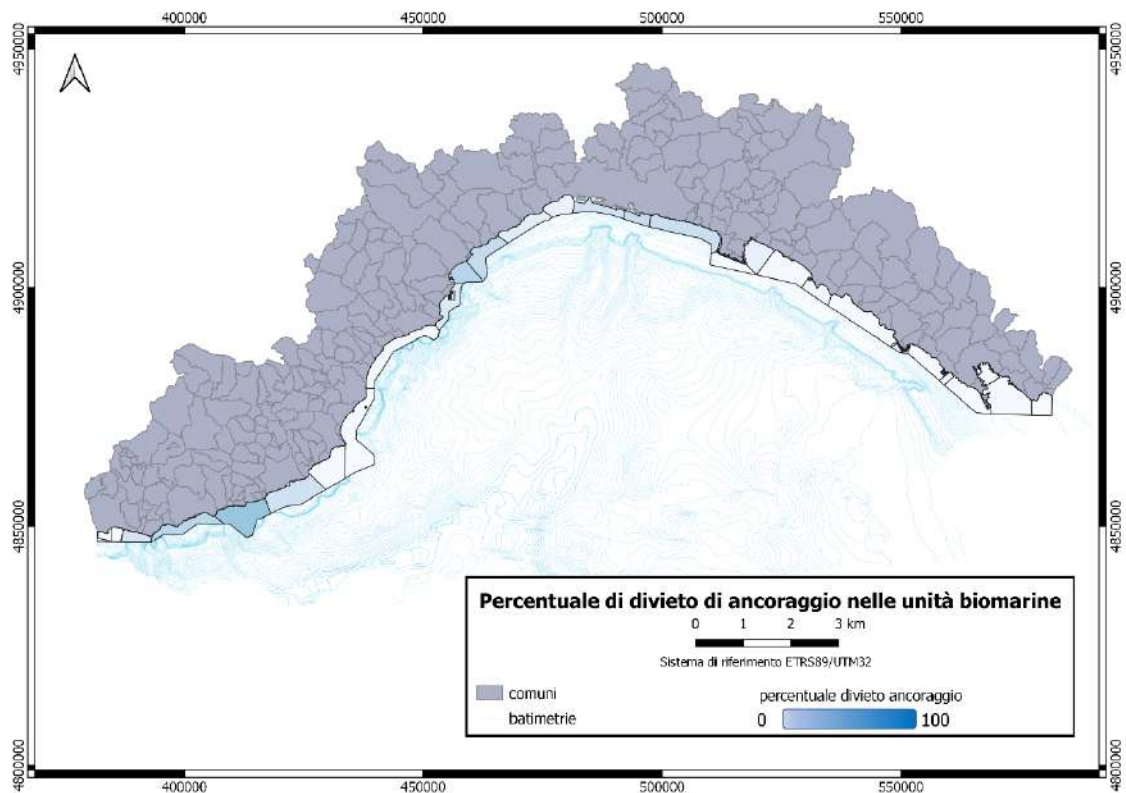


Figura 59. Percentuale dei divieti di ancoraggio nelle unità biomarine

### 3.4 Analisi di regressione per lo studio delle dipendenze

L'applicazione dell'analisi di regressione ai fini di una valutazione delle possibili relazioni con le forzanti indagate e i valori calcolati è stata effettuata sia per i valori di capitale naturale sia per quelli dei flussi ambientali. La varianza espressa dalla regressione (accuratezza del modello) per i valori di capitale naturale, riportata come la variazione di errore quadratico medio che si avrebbe se non se ne tenesse conto, è pari a 61,67, mentre quella relativa ai valori di flussi ambientali è pari a 72,83. In Figura 60 è mostrata l'influenza relativa delle variabili in termini di accuratezza del modello sia sul valore di capitale naturale calcolato sia sul valore dei flussi ambientali. Le forzanti che riportano un'influenza sul valore di capitale naturale con significatività superiore al 10%, soglia considerata rilevante in quanto indica l'accuratezza persa dal modello se non si tenesse conto di quelle stesse forzanti, sono: aree di divieto di ancoraggio, sic marini, fondo molle e duro. Con significatività tra il 5 ed il 10% si trovano le forzanti relative alla costa artificiale, al divieto di pesca, all'esposizione e alla quantità di pioggia caduta all'anno.

Invece, le forzanti con maggiore influenza sul valore dei flussi ambientali sono: aree di divieto di ancoraggio, coste artificiali, fondo molle e duro e sic marini. Le forzanti con significatività minore,

ma comunque maggiore del 5%, risultano essere aree di divieto di pesca, il tessuto urbano discontinuo mediamente denso, il tessuto urbano e industriale totale e le spiagge balneabili.

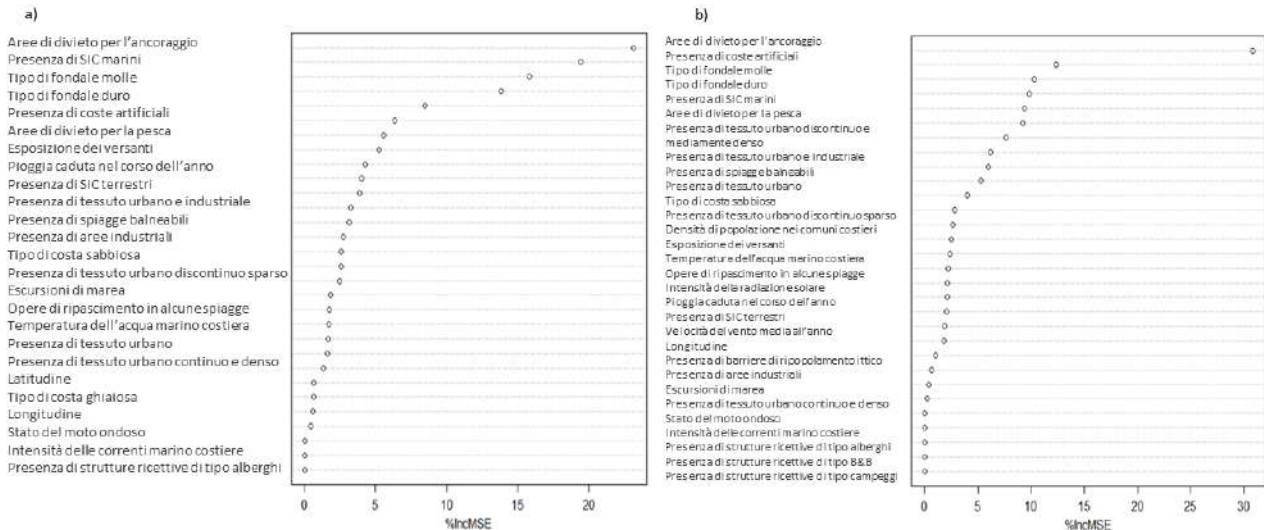
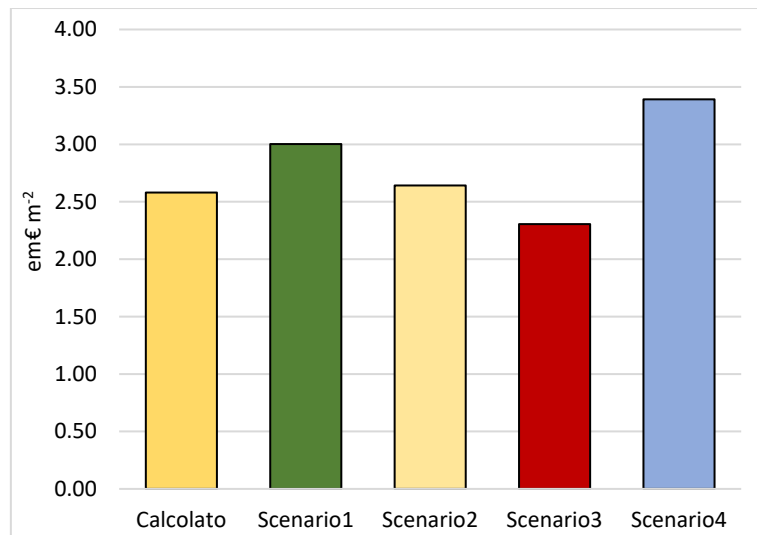


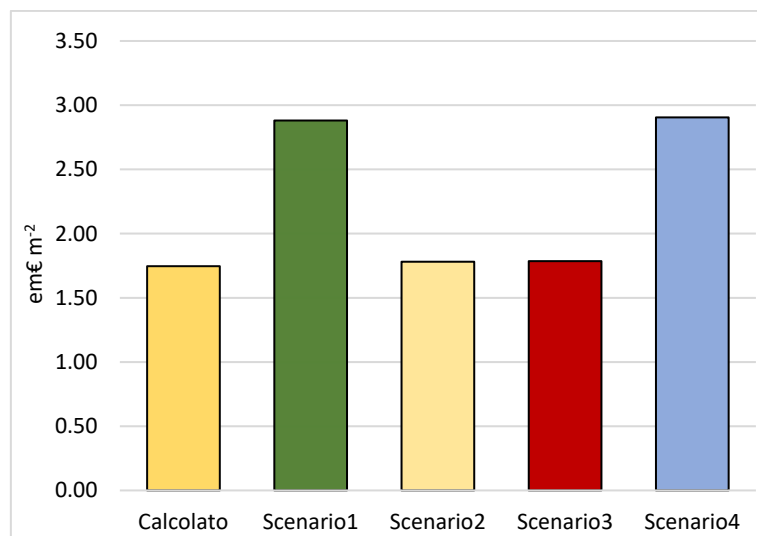
Figura 60. Influenza relativa delle forzanti sul valore di a) capitale naturale e b) flussi ambientali

Per quanto riguarda i risultati di capitale naturale ottenuti a livello intensivo (per unità di superficie) (Figura 61), gli Scenari 1, 2 e 4 predicono un valore medio superiore a quello calcolato pari a 2,58 em€ m<sup>-2</sup> (rispettivamente 3,00 em€ m<sup>-2</sup>, 2,64 em€ m<sup>-2</sup> e 3,39 em€ m<sup>-2</sup>), mentre lo Scenario 3 riporta un valore inferiore (2,31 em€ m<sup>-2</sup>). Per quanto riguarda, invece, i risultati relativi ai flussi ambientali (Figura 62, tutti gli scenari predicono valori superiori a quello calcolato di 1,75 em€ m<sup>-2</sup>: 2,88 em€ m<sup>-2</sup> (Scenario 1), 1,78 em€ m<sup>-2</sup> (Scenario 2), 1,79 (Scenario 3), 2,90 em€ m<sup>-2</sup> (Scenario 4). In entrambi i risultati, dunque, si evidenzia:

- un lieve incremento dei valori in presenza dello Scenario 1, che include solo le forzanti naturali;
- una situazione simile a quella attuale nello Scenario 2, all'interno del quale vengono considerate sia forzanti naturali sia forzanti antropiche;
- un aumento maggiore (circa l'11% in più rispetto allo Scenario 1) dei valori nello Scenario 4, in presenza di forzanti naturali e forzanti antropiche solo con effetto positivo.



*Figura 61. Valore medio di capitale naturale (em€ m<sup>-2</sup>) della fascia marino costiero ligure considerata calcolato e predetto dal modello per i quattro scenari*



*Figura 62. Valore medio di flussi ambientali (em€ m<sup>-2</sup>) della fascia marino costiera ligure considerata calcolato e predetto dal modello per i quattro scenari.*

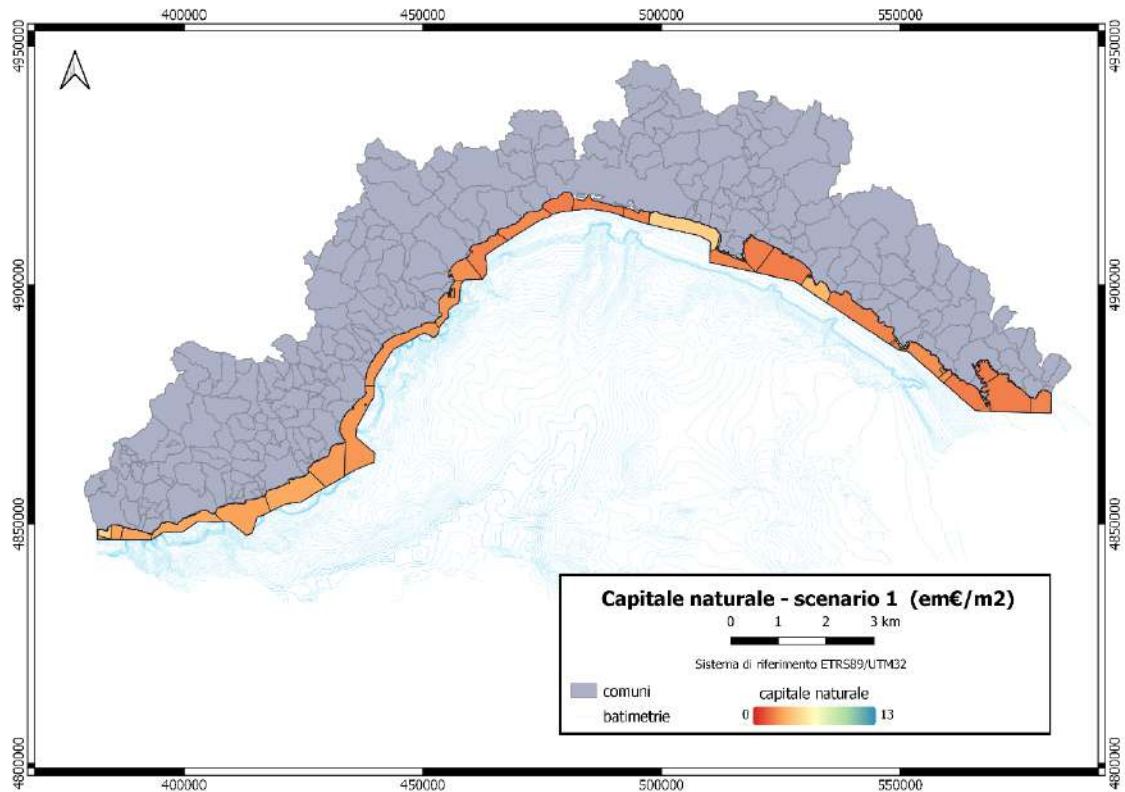
Di seguito si riportano, invece, i valori di capitale naturale e flussi ambientali predetti nelle singole unità biomarine secondo i diversi scenari e le differenze riscontrate rispetto ai valori calcolati nel paragrafo 3.2 Calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali, in termini monetari per unità di superficie (em€ m<sup>-2</sup>).

In generale, i valori predetti più elevati di capitale naturale e flussi ambientali si osservano in tutti gli scenari nelle unità biomarine rappresentative delle zonazioni delle AMP e, più in generale, delle aree protette.

Lo scenario 1 (Figura 63), che considera solo le forzanti naturali, ipotizzando una situazione in cui non esistano impatti generati dall'uomo, presenta un valore massimo di capitale naturale pari a 6,48

em€ m<sup>-2</sup> (09\_bg\_A) ed un minimo di 2,41 em€ m<sup>-2</sup> (23\_ct\_C). Per i flussi ambientali, invece, l'unità con valore più elevato è 23\_ct\_A Montenero (3,93 em€ m<sup>-2</sup>), mentre il valore inferiore, 2,76 em€ m<sup>-2</sup>, è attribuibile all'unità 19.

a)



b)

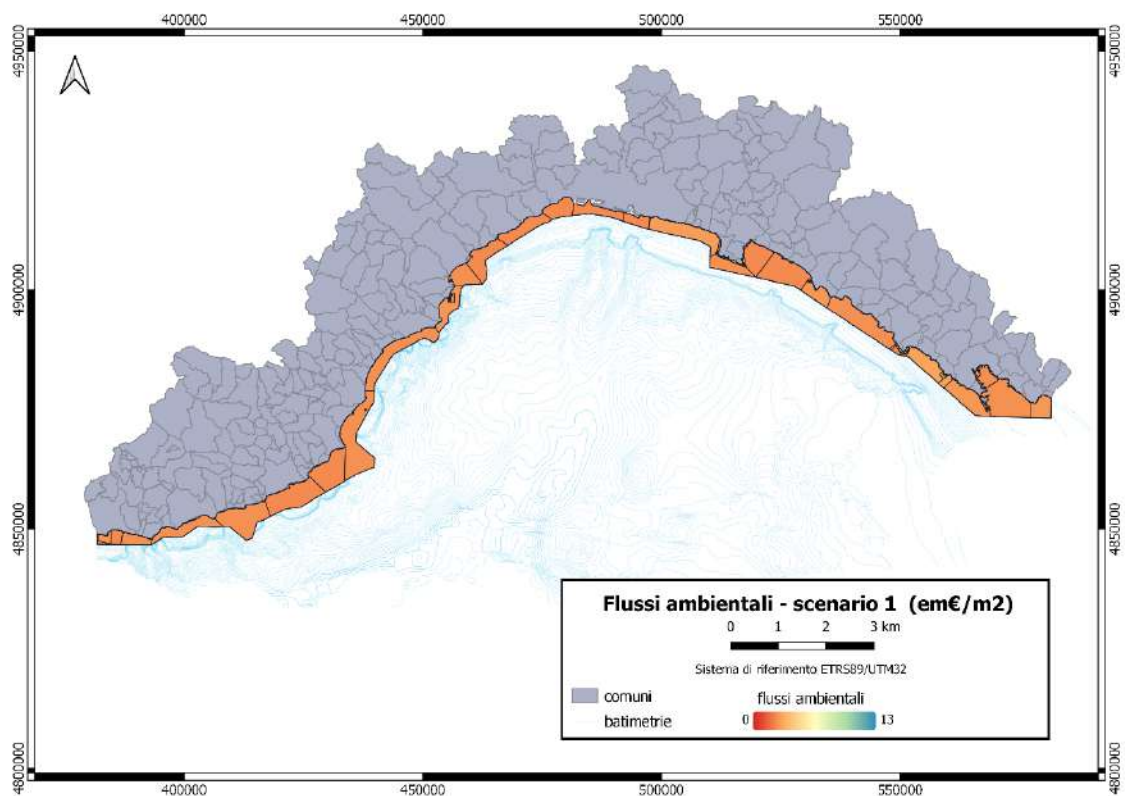
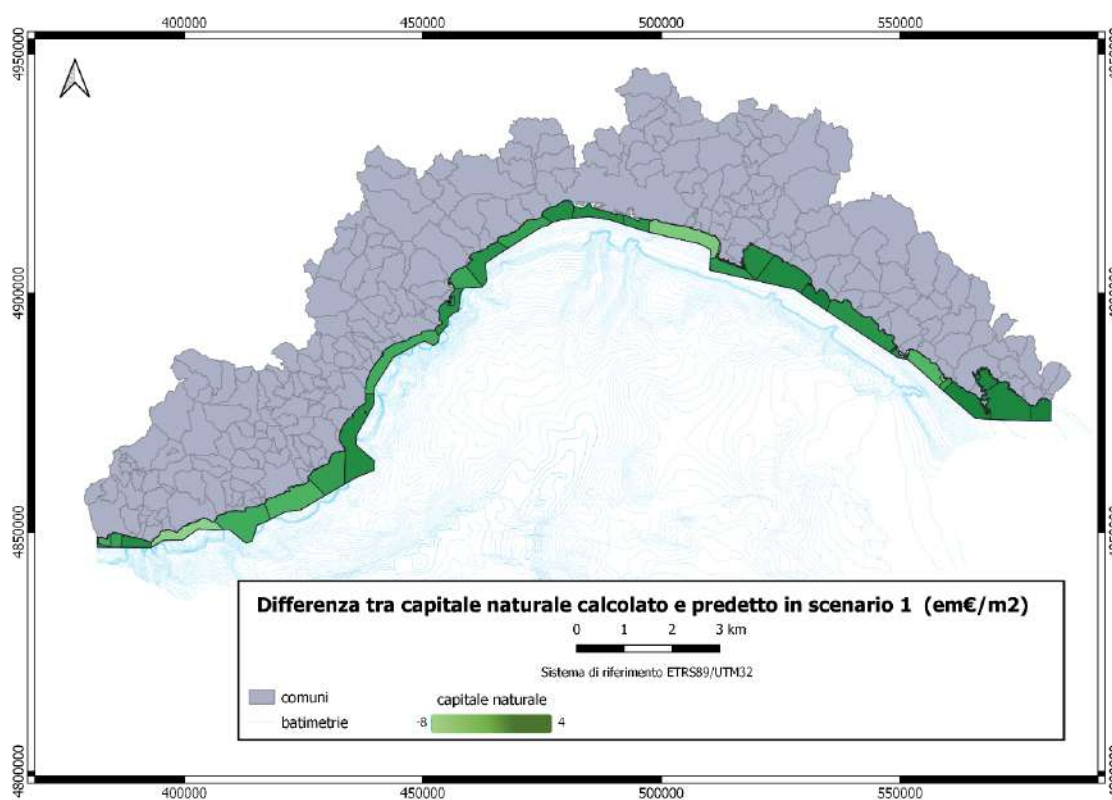


Figura 63. Valori (em€ m<sup>-2</sup>) predetti dal modello per lo Scenario 1 di a) capitale naturale e b) flussi ambientali

Nelle Figura 64, Figura 66, Figura 68 e Figura 70 si riportano le mappe rappresentanti le differenze (em€ m<sup>-2</sup>) dei valori di capitale naturale e flussi ambientali ottenuti rispetto ai valori degli stessi calcolati nel paragrafo 3.2 Calcolo del valore di capitale naturale e dei flussi ambientali per ogni unità biomarina nei diversi scenari.

Nello scenario 1 (Figura 64), in generale, considerando tutta la fascia costiera ligure, si ottiene un aumento di circa 0,42 em€ m<sup>-2</sup> del valore di capitale naturale e un aumento di 1,13 em€ m<sup>-2</sup> del valore dei flussi ambientali. Sia all'interno delle AMP nazionali sia delle aree protette regionali si riscontra una decrescita dei valori di capitale naturale (in media di 0,63 em€ m<sup>-2</sup>) e una stabilità per i flussi ambientali (in media superiori di 0,02 em€ m<sup>-2</sup>). La diminuzione più significativa è stata riscontrata nelle zone A e B delle AMP di Bergoggi e Cinque Terre (e.g., unità 09\_bg\_A e unità 22\_ct\_B Mesco). Invece, nelle unità esterne alle aree protette, sia i valori di capitale naturale sia di flussi ambientali tendono ad un aumento rispetto ai valori calcolati di rispettivamente 0,51 e 1,22 em€ m<sup>-2</sup>. In particolare, l'aumento maggiore nelle unità esterne avviene nell'unità 24 di 2,12 em€ m<sup>-2</sup> per il capitale naturale e 1,63 em€ m<sup>-2</sup> per i flussi ambientali e la maggiore diminuzione del valore di capitale naturale avviene nell'unità 5 di 2,63 em€ m<sup>-2</sup>.

a)



b)

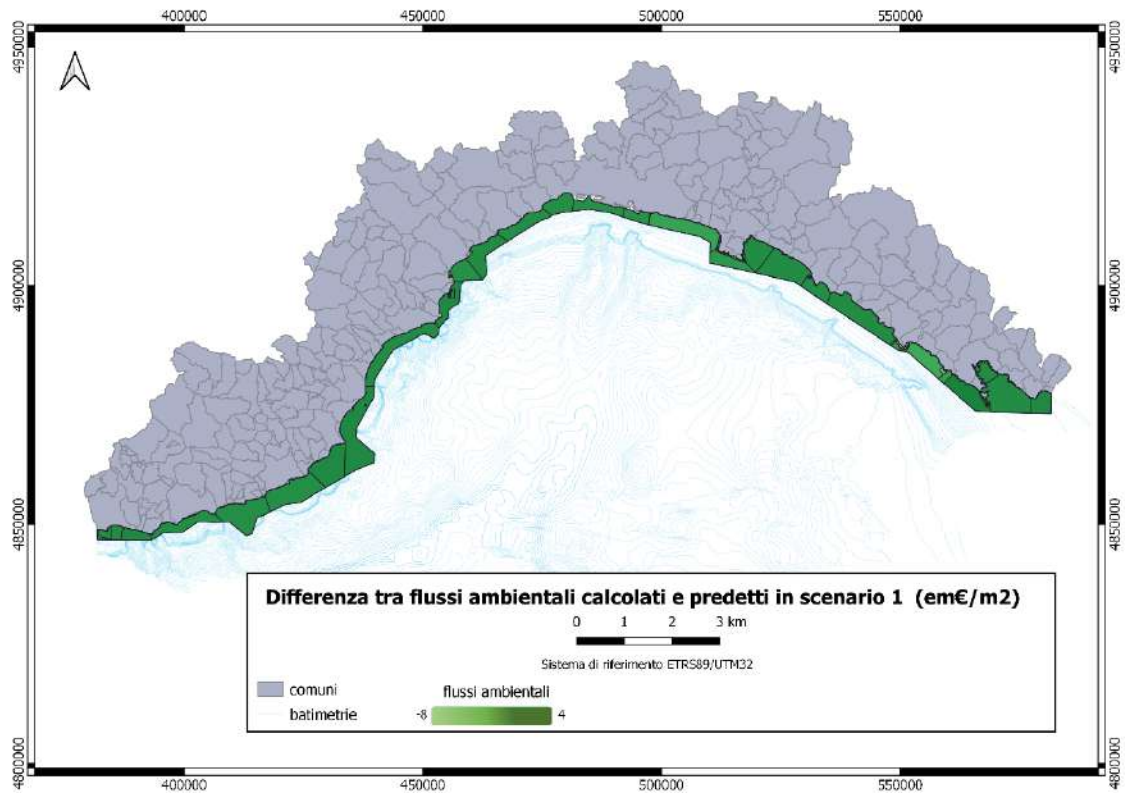
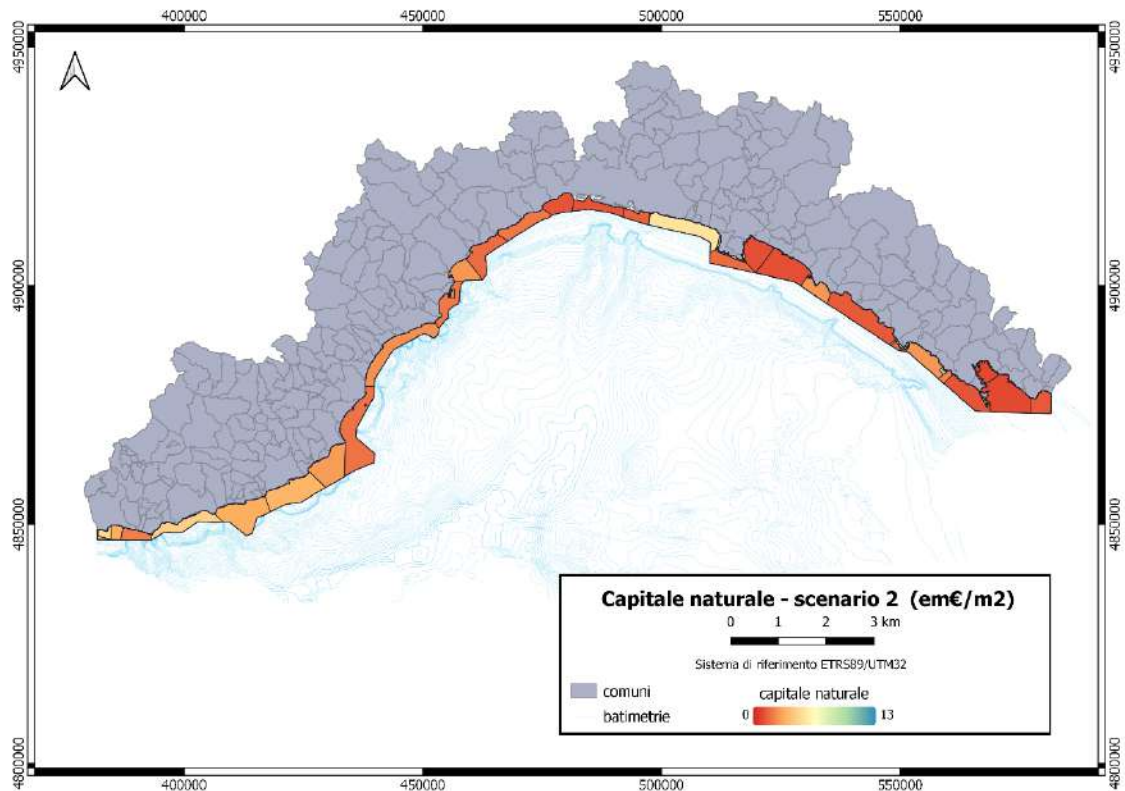


Figura 64. Differenza ( $\text{em}\text{€ m}^{-2}$ ) nel valore di a) capitale naturale predetto e b) flussi ambientali nello Scenario 1 rispetto al valore calcolato

Lo scenario 2 (Figura 65), invece, che considera le forzanti naturali e le forzanti antropiche, ipotizzando una situazione più simile a quella reale, presenta valori massimi di capitale naturale pari a  $11,16 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e pari a  $6,91 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  nell'unità 09\_bg\_A e valori minimi pari a  $1,21 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  nell'unità 25 per il capitale naturale e  $1,49 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  nell'unità 19 per i flussi ambientali.

a)



b)

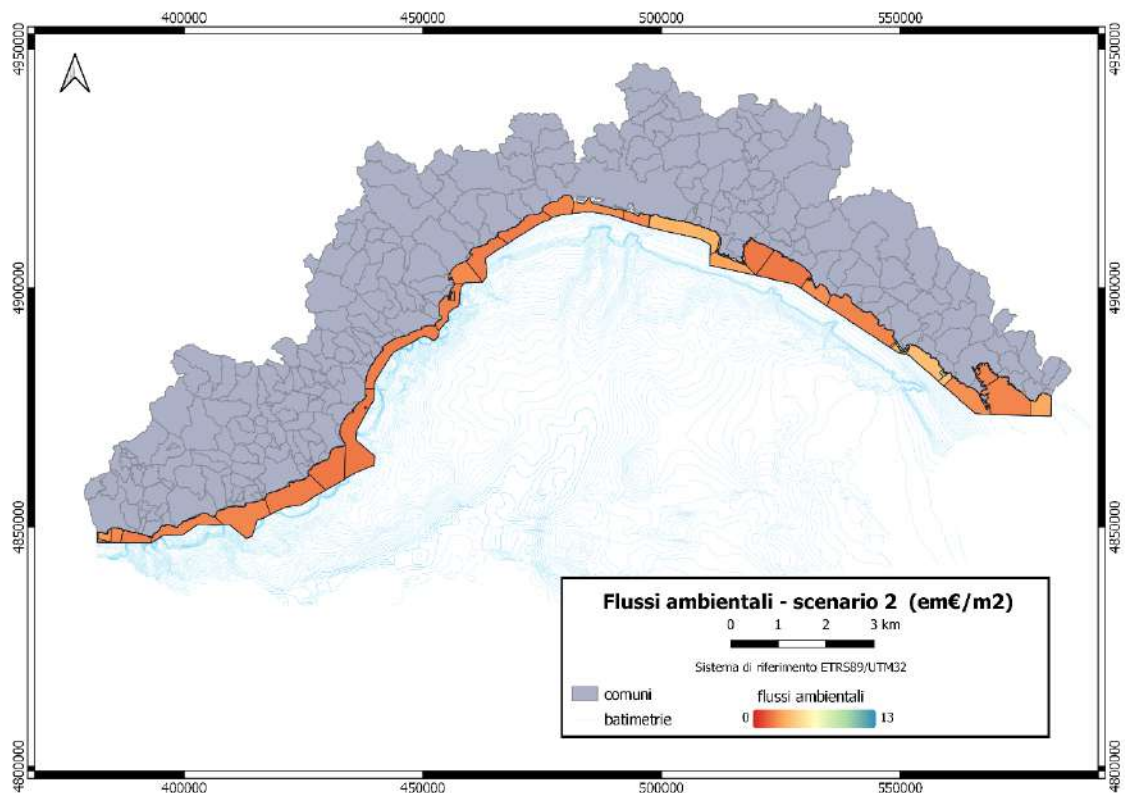
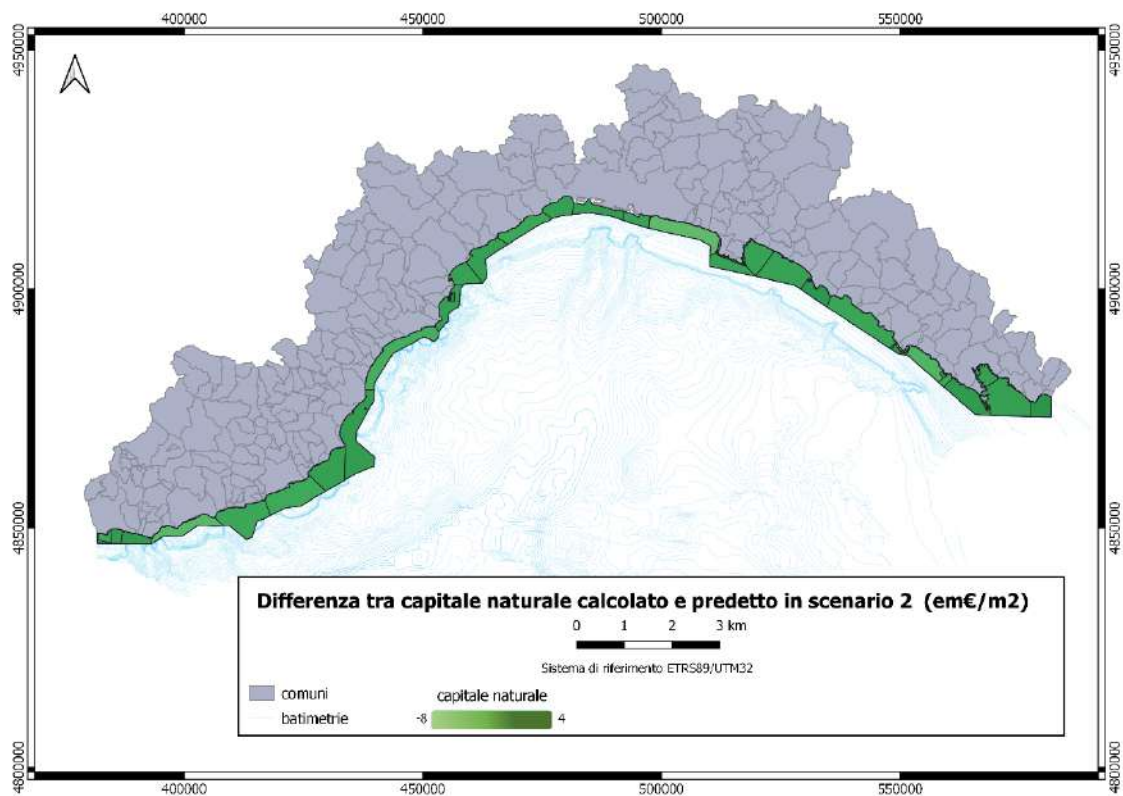


Figura 65. Valori ( $\text{em}\text{€ m}^{-2}$ ) predetti dal modello per lo Scenario 2 di a) capitale naturale e b) flussi ambientali

Nello scenario 2 (Figura 66), in generale, considerando tutta la fascia costiera ligure, si ottiene un valore simile a quello calcolato poiché l'aumento riportato è di circa  $0,06 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e  $0,03 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali. Sia all'interno delle AMP nazionali sia delle aree

protette regionali si riscontra una decrescita dei valori (in media 0,35 em€ m<sup>-2</sup> sia per il capitale naturale sia per i flussi ambientali), con particolare diminuzione nelle zone A e B delle AMP di Bergeggi e Cinque Terre (e.g., unità 09\_bg\_A e unità 22\_ct\_B Mesco). Invece, nelle unità esterne alle aree protette, sia i valori di capitale naturale sia di flussi ambientali tendono ad un aumento poco significativo rispetto ai valori calcolati, rispettivamente di 0,209e 0,07 em€ m<sup>-2</sup>. In particolare, l'aumento maggiore nelle unità esterne avviene nell'unità 22 di 1,55 em€ m<sup>-2</sup> per il capitale naturale e 0,79 em€ m<sup>-2</sup> per i flussi ambientali e la maggiore diminuzione del valore avviene nell'unità 16 di 1,27 em€ m<sup>-2</sup> per il capitale naturale e di 0,35 em€ m<sup>-2</sup> per i flussi ambientali.

a)



b)

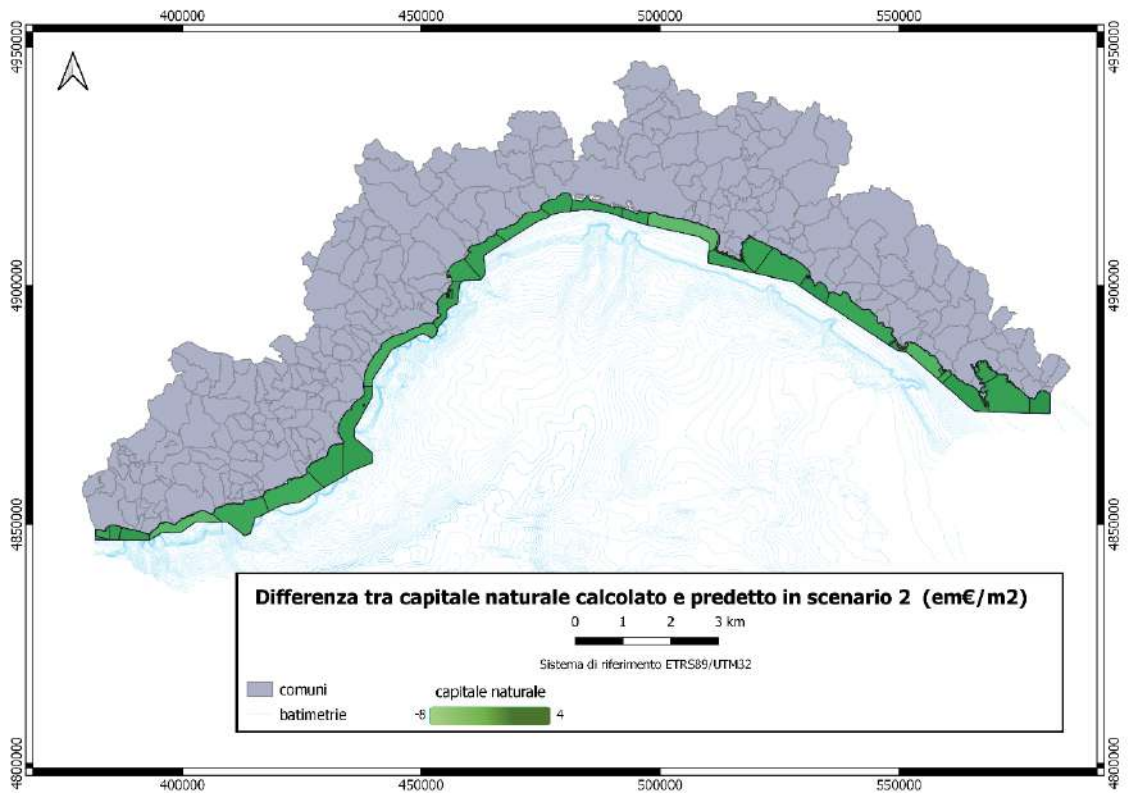
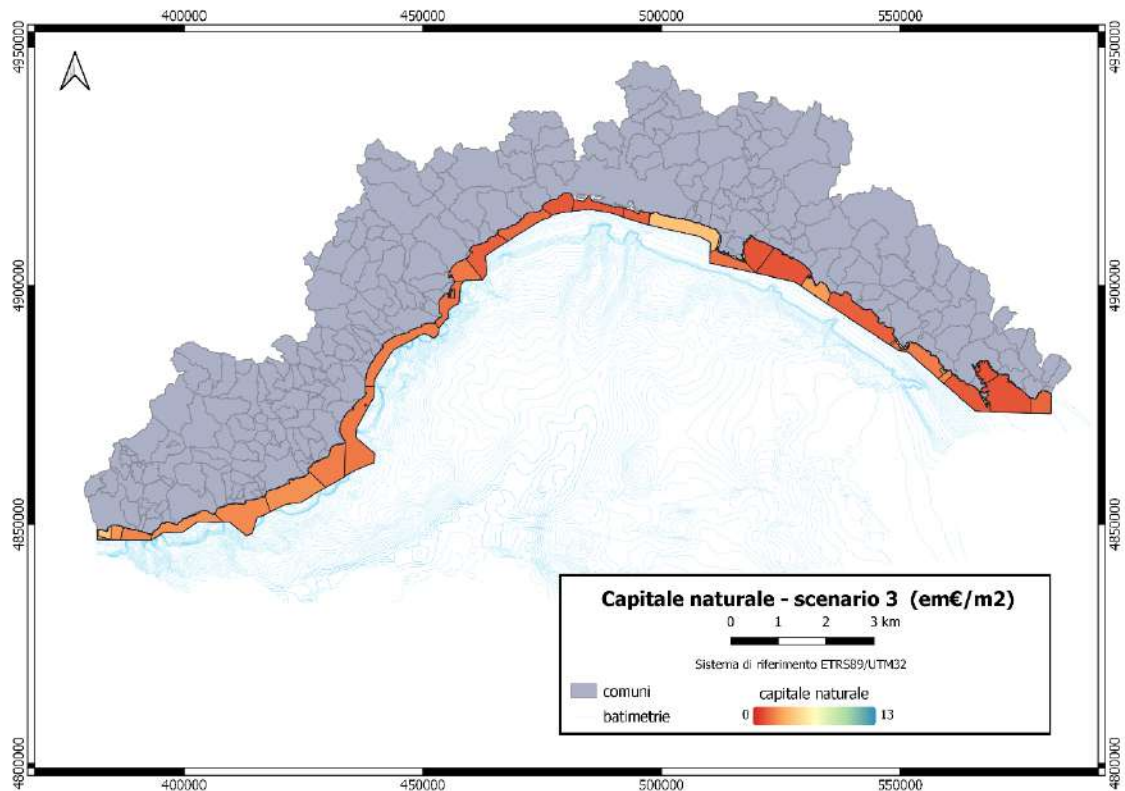


Figura 66. Differenza ( $\text{em}\text{€ m}^{-2}$ ) nel valore di a) capitale naturale predetto e b) flussi ambientali nello Scenario 2 rispetto al valore calcolato

Lo scenario 3 (Figura 67), invece, che include, oltre alle forzanti naturali, quelle forzanti generate dall'uomo per soddisfare i propri bisogni e che potrebbero avere un impatto negativo sugli ecosistemi marini, presenta valori massimi pari a  $6,48 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale nell'unità 09\_bg\_A e  $4,01 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali nell'unità 23\_ct\_A Montenero, mentre valori minimi pari a  $1,41 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale sono attribuibili all'unità 25 e  $1,53 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  all'unità 06.

a)



b)

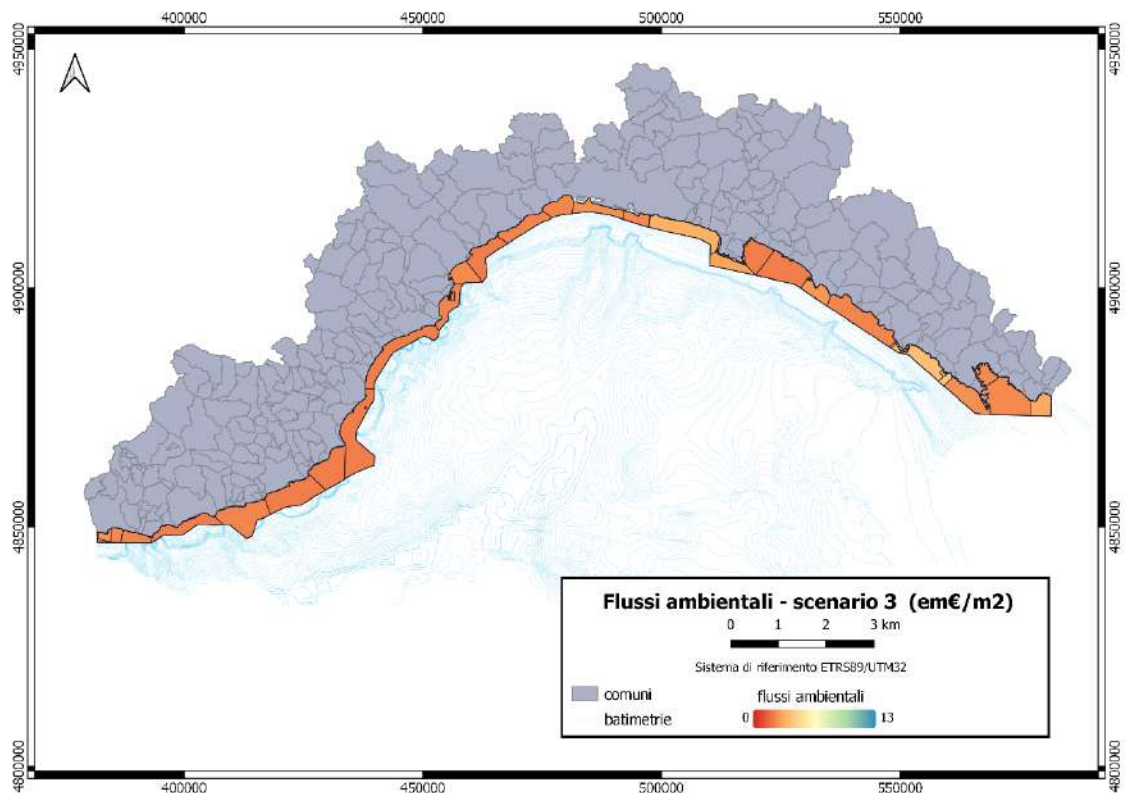
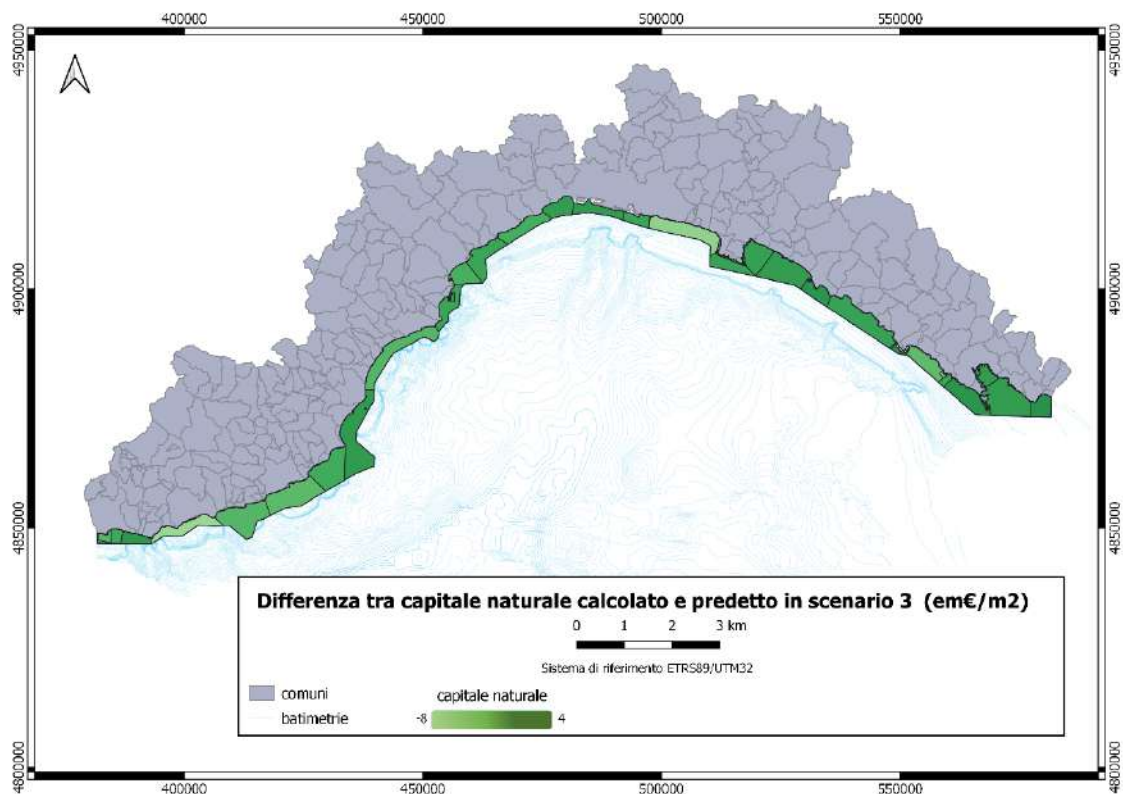


Figura 67. Valori ( $\text{em€ m}^{-2}$ ) predetti dal modello per lo Scenario 3 di a) capitale naturale e b) flussi ambientali

Nello scenario 3 (Figura 68), in generale, considerando tutta la fascia costiera ligure, si registra una diminuzione dei valori rispettivamente di circa  $0,27 \text{ em€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e  $0,04 \text{ em€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali. Sia all'interno delle AMP nazionali sia delle aree protette regionali si riscontra

una decrescita dei valori (in media  $0,97 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e  $0,52 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali), con particolare diminuzione nelle zone A e B delle AMP di Bergeggi e Cinque Terre (e.g., unità 09\_bg\_A e unità 22\_ct\_B Mesco). Invece, nelle unità esterne alle aree protette, i valori di capitale naturale presentano valori simili di capitale naturale a quelli calcolati, con una diminuzione di  $0,22 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$ , e valori di flussi ambientali maggiori di  $0,08 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$ . In particolare, la diminuzione maggiore nelle unità esterne avviene nell'unità 5 di  $3,11 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e  $0,39 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali e i valori in crescita si presentano maggiori nell'unità 22 di  $1,65 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e di  $0,84 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali.

a)



b)

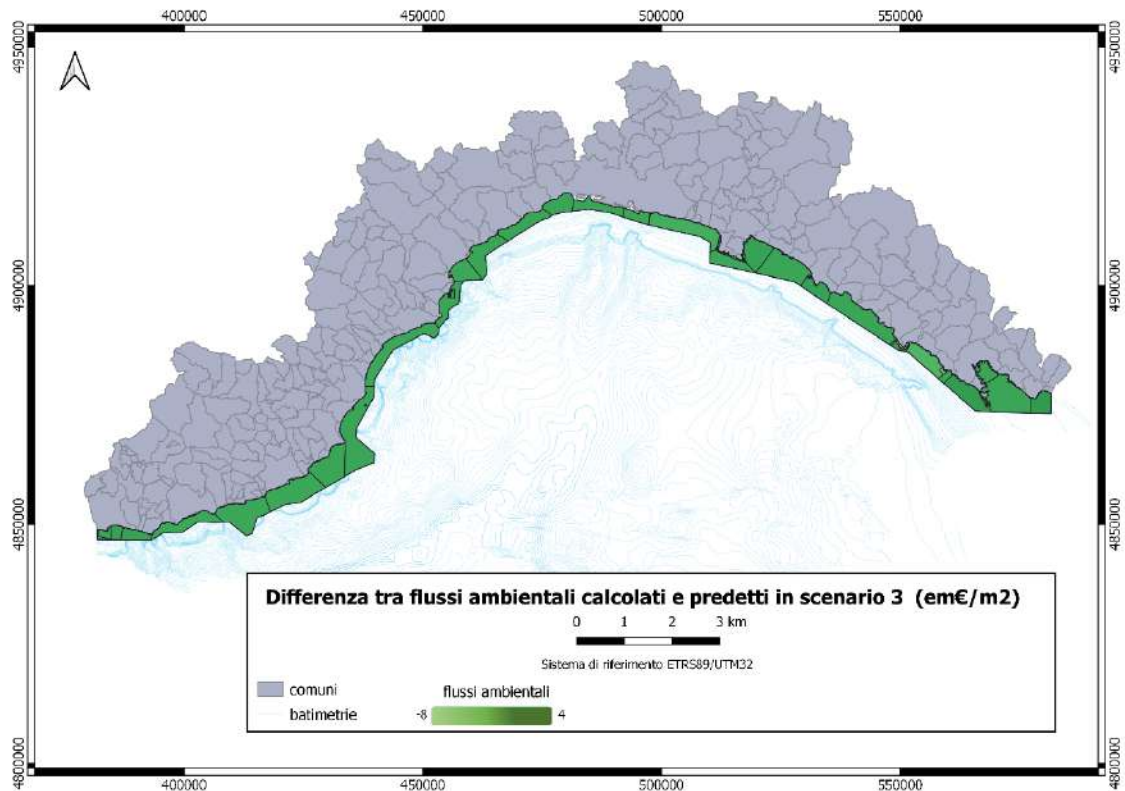
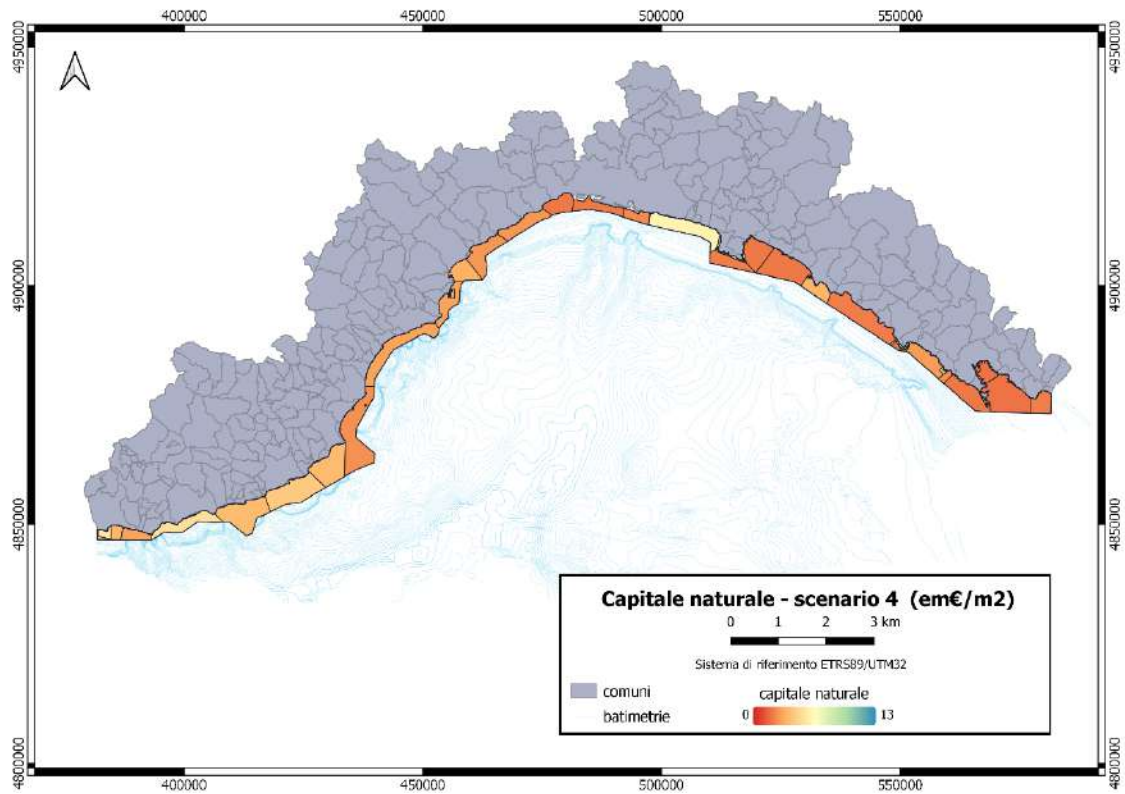


Figura 68. Differenza (em€ m<sup>-2</sup>) nel valore di a) capitale naturale predetto e b) flussi ambientali nello Scenario 3 rispetto al valore calcolato

Lo scenario 4 (Figura 69), invece, che comprende, oltre alle forzanti naturali, quelle generate dall'uomo per la salvaguardia e la protezione dell'ambiente sia terrestre che marino costiero, quindi potenzialmente in grado di generare un impatto positivo, presenta valori massimi pari a 11,16 em€ m<sup>-2</sup> per il capitale naturale e 6,91 em€ m<sup>-2</sup> per i flussi ambientali nell'unità 09\_bg\_A, mentre valori minimi pari a 2,23 em€ m<sup>-2</sup> per il capitale naturale sono attribuibili all'unità 25 e 2,68 em€ m<sup>-2</sup> all'unità 19.

a)



b)

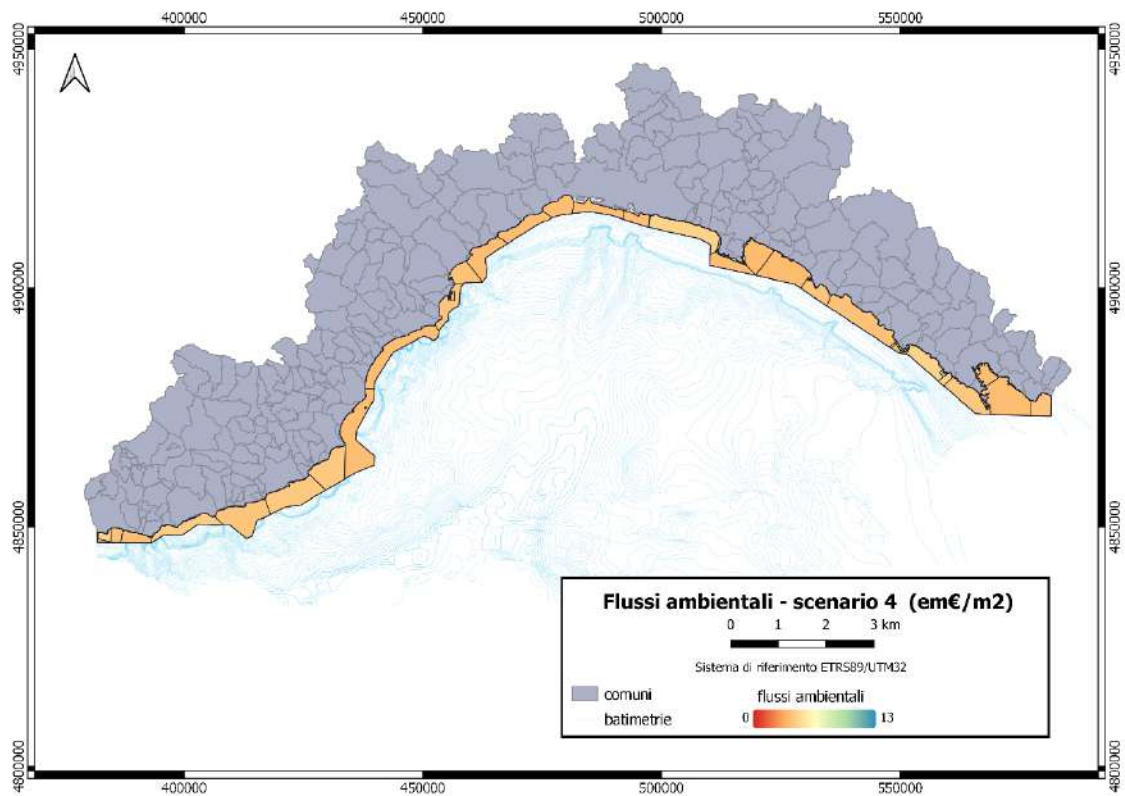
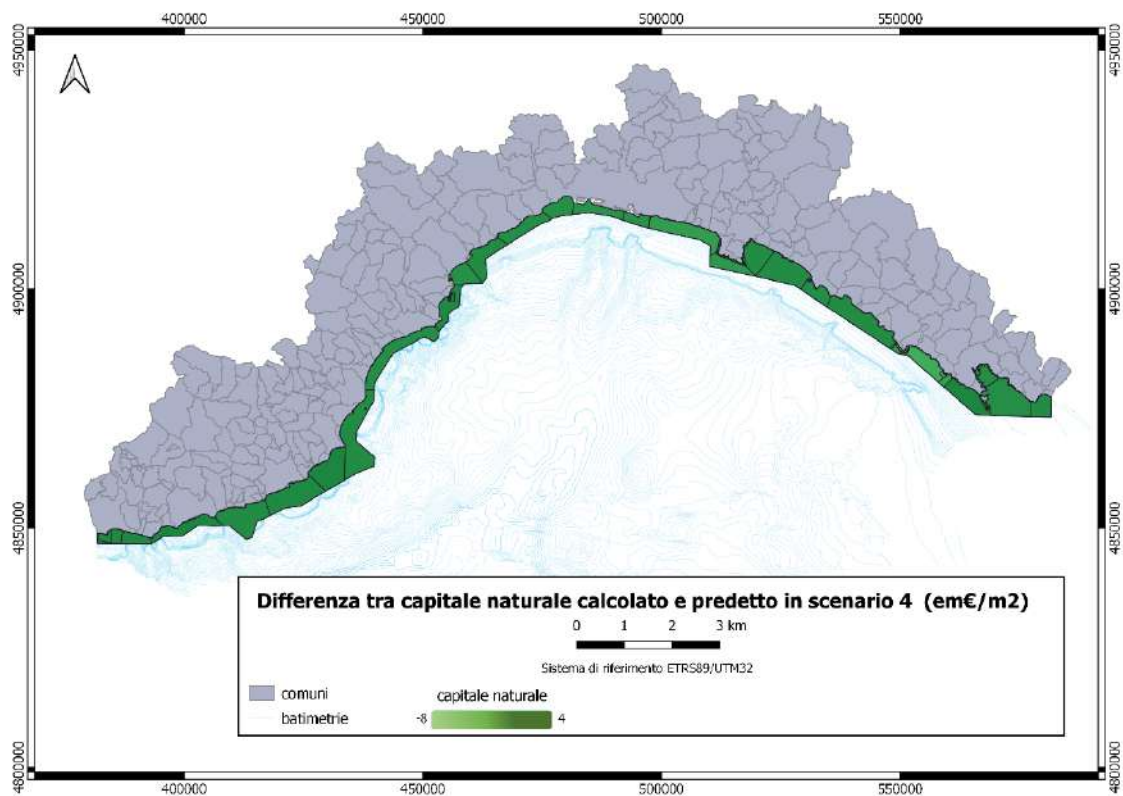


Figura 69. Valori ( $\text{em}\text{€ m}^{-2}$ ) predetti dal modello per lo Scenario 4 di a) capitale naturale e b) flussi ambientali

Nello scenario 4 (Figura 70), in generale, considerando tutta la fascia costiera ligure, si registra un aumento dei valori di rispettivamente di circa  $0,81 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e  $1,16 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali. All'interno sia all'esterno delle AMP nazionali e delle aree protette regionali

si riscontra un incremento dei valori di circa  $0,22 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali e una stabilità per il capitale naturale, inferiore in media di  $0,01 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$ . All'esterno di queste aree è stato riscontrato un aumento dei valori di circa  $0,88 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e  $1,23 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali. All'interno delle AMP l'aumento maggiore si rileva nell'unità 18\_pf\_C est per il capitale naturale di  $1,49 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  e nell'unità 17\_pf\_B per i flussi ambientali di  $1,83 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$ . All'esterno, invece, le unità che presentano un aumento dei valori maggiore sono l'unità 22 per il capitale naturale con un incremento di  $2,02 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  e l'unità 24 per i flussi ambientali con un incremento di  $1,59 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$ . La diminuzione maggiore, considerando tutta la fascia costiera, si registra per l'unità 22\_ct\_B Mesco di  $2,77 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per il capitale naturale e per l'unità 09\_bg\_A di circa  $1,57 \text{ em}\text{€ m}^{-2}$  per i flussi ambientali.

a)



b)

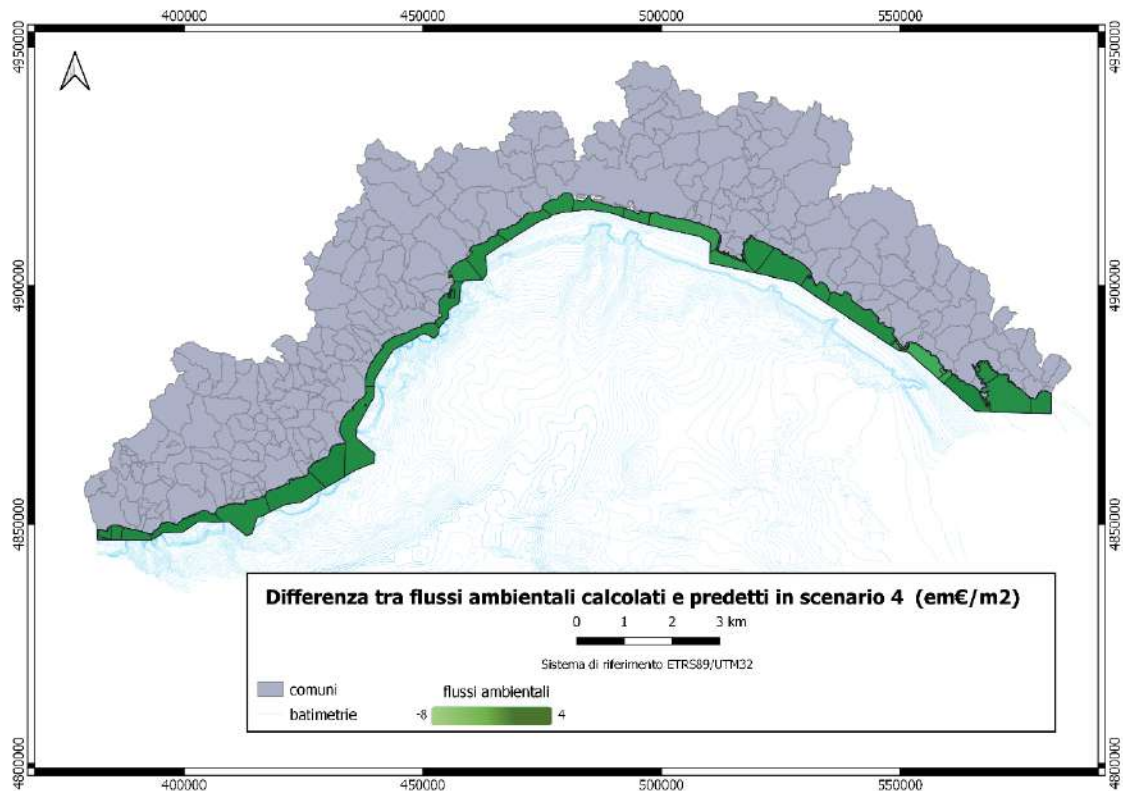


Figura 70. Differenza (em€ m<sup>-2</sup>) nel valore di a) capitale naturale predetto e b) flussi ambientali nello Scenario 4 rispetto al valore calcolato

### 3.5 Somministrazione dei questionari

In totale sono stati somministrati i questionari ad un campione di 25 persone. Circa il 72% di questi rappresenta una fascia di età compresa tra i 25 e i 35 anni, il 12% comprende persone tra i 36 e 45 anni, l'8% tra il 45 e 55 anni e l'8% da età superiore ai 56 anni. La maggior parte del campione (circa l'80%) è costituito da personale universitario esperto del settore marino costiero, di cui il 60% è rappresentato da dottorandi, assegnisti e borsisti, il 16% da personale docente ordinario, associato o ricercatore e il 4% da personale tecnico amministrativo. Inoltre, il 16% del campione rimanente è rappresentato in uguale misura da dipendenti presso AMP, consulenti di associazione in collaborazione con l'università, insegnanti di scuola secondaria ed ex docenti, ora pensionati.

Le risposte fornite dagli esperti a cui sono stati somministrati i questionari hanno permesso di ricavare i risultati riportati in Figura 71, tenendo conto del tipo di influenza assegnato a ciascuna forzante (positiva o negativa) e all'intensità con cui la forzante può influenzare il valore di capitale naturale (punteggio tra 1 e 7). In particolare, è emerso che le forzanti aventi un'influenza di tipo positivo maggiore sono: i divieti di pesca (punteggio 134) e ancoraggio (punteggio 132), la presenza di SIC marini (punteggio 128) e terrestri (punteggio 122). Mentre le forzanti con maggiore influenza

negativa sono: il tessuto urbano residenziale continuo e denso (punteggio -159), le condotte con scarico a mare (punteggio -140), gli scarichi costieri e fluviali (punteggio -145) e le aree industriali e artigianali (punteggio -134).



Figura 71. Risultati emersi tramite questionari ad esperti. Somma dei punteggi attribuiti a ciascuna forzante considerata

Nelle Figura 72 alla Figura 75 vengono riportate le mappe di distribuzione spaziale dell'intensità delle forzanti in ciascuna unità biomarina, suddivise nei quattro scenari precedentemente illustrati.

Considerando i punteggi degli esperti per lo Scenario 1 (Figura 72), che considera la presenza di sole forzanti naturali, i risultati ottenuti per tutta la fascia costiera ligure sono positivi con valori maggiori all'interno delle unità 16\_pf\_C ovest (+16,36) e 5 (+16,16) e valori minori per le unità 20 (+8,27) e

22\_ct\_A Mesco (+8,90). In generale, in media i valori sono risultati simili tra le unità interne alle AMP nazionali e aree protette regionali (+13,18) e quelle esterne (+12,16).

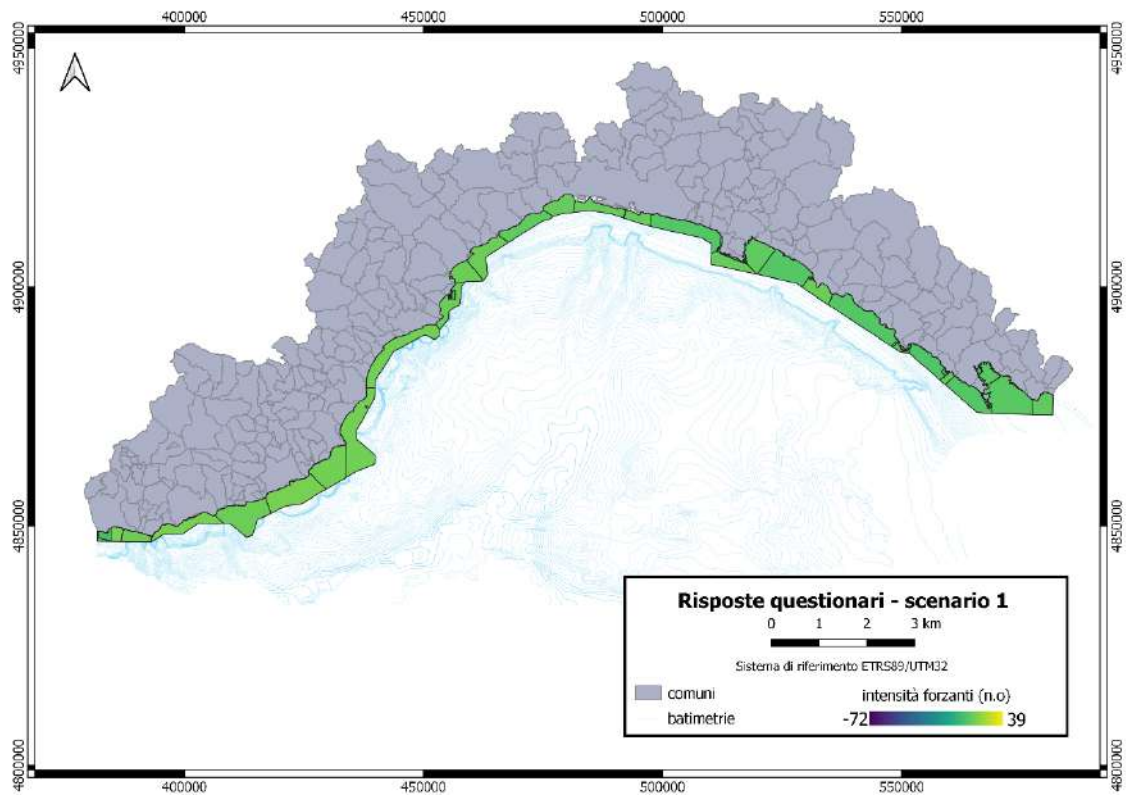


Figura 72. Intensità delle forzanti attribuite tramite il punteggio assegnato dagli esperti per lo Scenario 1

Dai punteggi degli esperti per lo Scenario 2 (Figura 73), che considera la presenza di forzanti naturali e antropiche, sono emersi risultati negativi per tutta la fascia costiera ligure con valori maggiori all'interno delle unità 7 (-14,80) e valori minori per le unità 22\_ct\_A Mesco (-72,04). In generale, in media i valori sono risultati minori all'interno delle AMP nazionali e aree protette regionali (-34,85) di quelle esterne (-52,41).

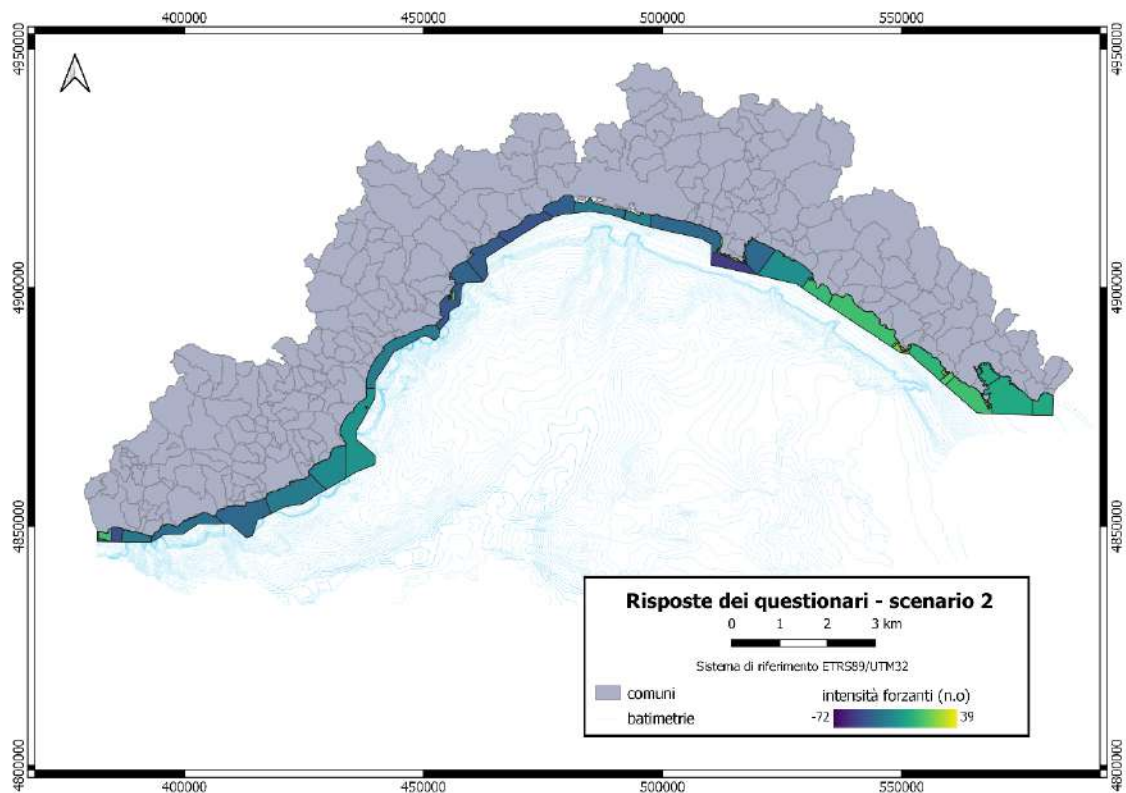


Figura 73. Intensità delle forzanti attribuite tramite il punteggio assegnato dagli esperti per lo Scenario 2

Considerando, invece, i punteggi degli esperti per lo Scenario 3 (Figura 74), che considera quelle forzanti generate dall'uomo per soddisfare i propri bisogni e che potrebbero avere un impatto negativo sugli ecosistemi marini, i risultati ottenuti per tutta la fascia costiera ligure sono negativi con valori maggiori all'interno delle unità 7 (-14,80) e valori minori per le unità 22\_ct\_A Mesco (-72,04) così come si è visto per lo Scenario 2. In generale, in media i valori sono risultati minori all'interno delle AMP nazionali e aree protette regionali (-65,23) di quelle esterne (-52,37).

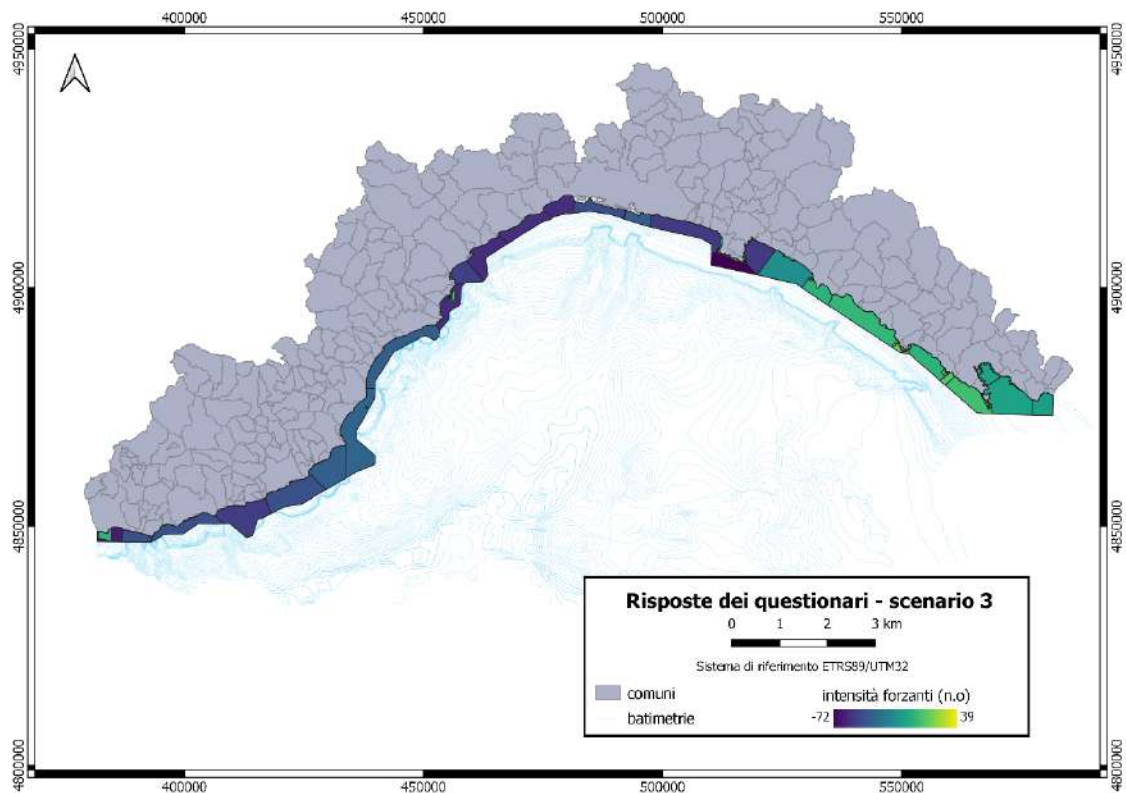


Figura 74. Intensità delle forzanti attribuite tramite il punteggio assegnato dagli esperti per lo Scenario 3

I punteggi degli esperti per lo Scenario 4 (Figura 75), che considera oltre alle naturali, quelle forzanti generate dall'uomo per la salvaguardia e la protezione dell'ambiente in grado di generare un impatto positivo, hanno riportato risultati positivi per tutta la fascia costiera ligure con valori, anche in questo caso, maggiori all'interno delle unità 7 (+38,17) e valori minori per le unità 22\_ct\_A Mesco (+17,18). In generale, in media i valori sono risultati minori all'interno delle AMP nazionali e aree protette regionali (+28,00) di quelle esterne (+34,06).

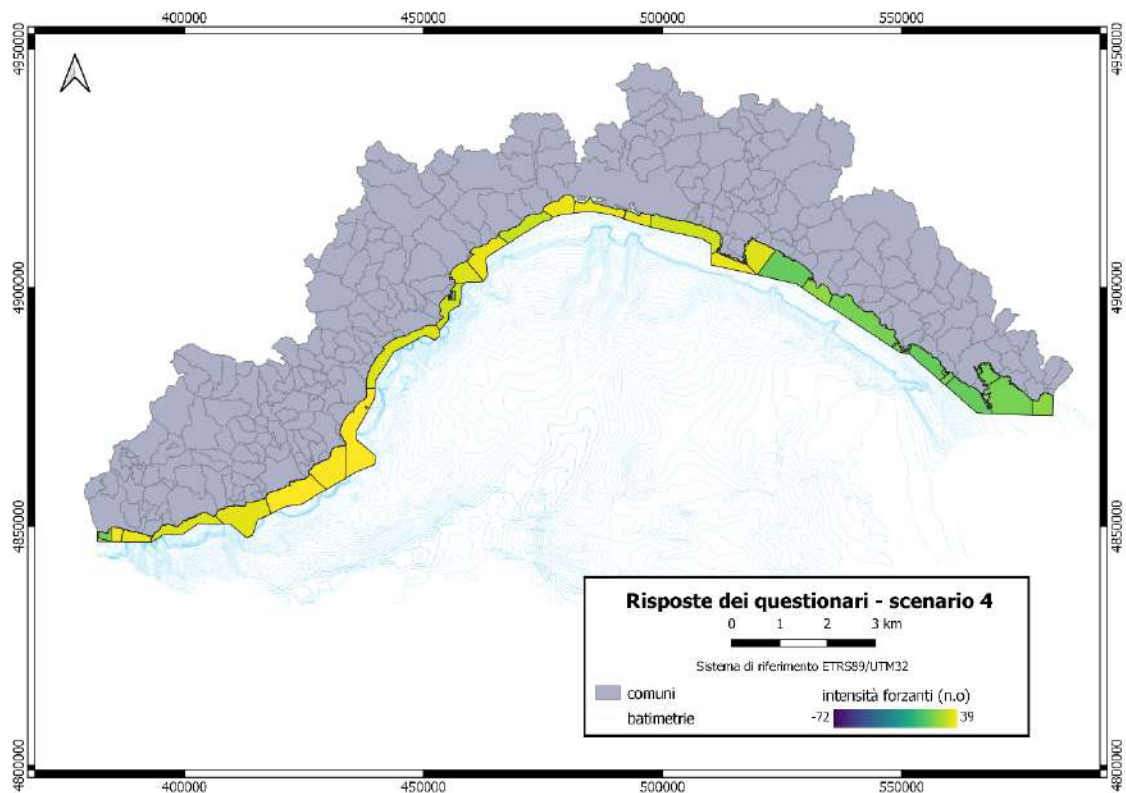


Figura 75. Intensità delle forzanti attribuite tramite il punteggio assegnato dagli esperti per lo Scenario 3

#### 4. DISCUSSIONI

Lo sviluppo di questa tesi di dottorato ha permesso, in primo luogo, di delineare e quantificare lo stato attuale della fascia marino costiera ligure in termini di capitale naturale e flussi ambientali. Secondariamente, propone un modello di valutazione, sia oggettiva (Random Forest) sia soggettiva (questionari), di possibili effetti sull'ecosistema marino costiero in presenza di alcune forzanti, utile nello sviluppo di pratiche di gestione ambientale sostenibile.

I risultati sono stati forniti in formato numerico così come spaziale, in quanto il capitale naturale, i flussi ambientali e le forzanti sono spazialmente distribuiti e la loro analisi non può prescindere dall'essere spazialmente esplicita. La mappatura della distribuzione spaziale dei valori di capitale naturale e dei flussi ambientali, così come quella delle forzanti, permette di identificare le aree e le relative strategie di gestione ottimali, facilitando anche la comunicazione in contesti politici (Maes et al., 2012; Sannigrahi et al., 2019). Fornisce un valido strumento di comunicazione, permettendo sia agli esperti sia ai gestori del territorio di individuare e caratterizzare con facilità e immediatezza le aree in funzione del loro valore ecologico e delle forzanti che vi incidono, al fine di valutare interventi e predisporre azioni di salvaguardia e fruizione delle aree stesse. La rappresentazione cartografica consente di monitorare le variazioni del capitale naturale e dei flussi ambientali nel

tempo, che possono riflettere l'efficacia di strategie alternative di conservazione della natura (Paoli et al., 2018). In presenza di zone già soggette a regolamentazione di attività per la salvaguardia del capitale naturale è possibile definire se alcune azioni di protezione piuttosto che altre siano efficaci al fine della tutela dell'habitat o se siano necessarie ulteriori misure a sostegno.

Poiché la mappatura degli habitat marino costieri all'interno delle AMP è diventata uno strumento efficace, non solo per implementare le decisioni nelle AMP, ma anche per sintetizzare le informazioni spaziali essenziali per il monitoraggio e l'ulteriore gestione delle AMP (Cogan et al., 2009; Ehler e Douvere, 2009), il suo sviluppo in un contesto esterno alle AMP può rafforzare le decisioni necessarie ad una corretta pianificazione spaziale marina e contribuire a fornire informazioni per la gestione e conservazione degli habitat soggetti ad una maggiore degradazione rispetto quelli già presenti in aree protette. Lo studio può essere effettuato a diverse scale spaziali ed a contesti come quelli nazionali. In questo caso, la possibilità di disporre di informazioni spaziali relative agli stock di capitale naturale e flussi ambientali e alle forzanti naturali o antropiche che insistono sul capitale naturale stesso consente di identificare aree prioritarie (e.g., SIC, regioni che necessitano di salvaguardia) attribuendone un livello di priorità, supporta l'identificazione di strategie di gestione ottimali e facilita la comunicazione con gli stakeholder (Buonocore et al., 2021; Franzese et al., 2008; Häyhät et al., 2015; Maes et al., 2012; Mellino et al., 2015; Sumarga et al., 2015).

#### **4.1 Analisi dei risultati ottenuti per il valore di capitale naturale e flussi ambientali**

L'applicazione dell'approccio emergentico alla fascia marino costiera ligure ha evidenziato una distribuzione spaziale dei valori di capitale naturale e flussi ambientali variabile all'interno delle diverse unità biomarine. Innanzitutto, dall'analisi è emersa l'efficacia delle misure di protezione adottate all'interno delle aree protette di istituzione nazionale e regionale, le quali mostrano avere un effetto positivo sui valori di capitale naturale e flussi ambientali per gli habitat presenti nelle unità. Infatti, i valori medi intensivi (per unità di superficie) ottenuti all'interno delle aree protette riportano valori di capitale naturale e flussi ambientali maggiori, rispettivamente, di circa 1,47 em€ m<sup>-2</sup> (pari al 22%) e 1,60 em€ m<sup>-2</sup> (pari al 33%) in confronto ai valori ottenuti nelle unità biomarine esterne. L'importante ruolo delle AMP viene evidenziato a livello comunitario, ad esempio, attraverso la Convenzione sulla diversità biologica (CBD), la Convenzione di Ramsar e l'Agenda 2030 (Buonocore et al., 2021; Terraube et al., 2017; UNEP-WCMC, IUCN e NGS, 2018). I risultati di questo studio dimostrano, quindi, come le aree protette siano effettivamente uno tra i più importanti sistemi di gestione e conservazione dell'ecosistema marino, avendo come scopo finale la

conservazione della biodiversità ed il mantenimento o la valorizzazione delle risorse (Campbell e Hewitt, 2006; NRC, 2001; Pita et al., 2011).

Lo studio evidenzia, inoltre, l'efficacia della suddivisione delle AMP di istituzione nazionale (Bergeggi, Portofino e Cinque Terre) in zone a diverso regime di protezione come previsto, a livello nazionale, dalla legge 394/91 (Halim e Rafiqul, 2005). La presenza di una zonazione consente di implementare misure specifiche e mirate a seconda della distribuzione del capitale naturale. Analizzando le AMP risulta che le zone A e B presentano valori medi di capitale naturale (9,88 em€ m<sup>-2</sup> e 8,01 em€ m<sup>-2</sup>) e flussi ambientali (6,79 em€ m<sup>-2</sup> e 4,94 em€ m<sup>-2</sup>) maggiori rispetto alle zone C (3,33 em€ m<sup>-2</sup> per il capitale naturale e 3,16 em€ m<sup>-2</sup> per i flussi ambientali), sottoposte ad un livello di protezione inferiore. L'uso di schemi di zonazione permette, infatti, una graduale attuazione di azioni esplicitate attraverso diverse intensità di utilizzo e protezione delle zone, dettate da politiche di gestione e regole specifiche per ogni zona. I valori di capitale naturale e flussi ambientali ottenuti in zona A, dove sono consentite solo attività di soccorso, sorveglianza e ricerca, dimostrano l'effetto positivo delle misure di protezione adottate sull'area, al contrario di quanto accade in zona C, dove la possibilità di effettuare attività di balneazione, navigazione, subacquea e ancoraggio non garantisce la stessa conservazione degli habitat costieri e del capitale naturale da loro stessi generato.

La mancanza di una zonazione per la regolamentazione delle attività nelle Aree Protette regionali di Capo Mortola e Portovenere potrebbe invece comportare una condizione sfavorevole al mantenimento del capitale naturale e dei flussi ambientali al loro interno. In queste aree non vi sono divieti di balneazione, navigazione, ancoraggio e pesca per tutta la loro estensione. Inoltre, sono aree di recente istituzione: Capo Mortola è stata approvata dal Consiglio Regionale il 28/09/2018 (L.R. 31/2000), mentre Portovenere è datata 11/10/2007 (L.R. 30/2001). La loro giovane età e il diverso livello di protezione a cui sono sottoposte potrebbero implicare valori minori di capitale naturale e flussi ambientali, confermando precedenti studi (Claudet et al., 2008; Di Franco et al., 2018; Edgar et al., 2014; Giakoumi et al., 2017; Guidetti et al., 2008; Milazzo et al., 2008; Plass-Johnson et al., 2018; Osenberg et al., 2008; Scianna et al., 2017). In questo studio non è stato possibile effettuare questo confronto poiché i risultati per le aree di Capo Mortola e Portovenere sono stati ottenuti utilizzando valori medi delle zone C delle AMP di Portofino e Cinque Terre a causa della mancanza dei dati.

Inoltre, dalla valutazione dei risultati ottenuti è emerso che i valori estensivi di capitale naturale e flussi ambientali all'esterno delle aree protette nazionali e regionali, siano maggiori lungo la costa

occidentale della regione Liguria (dall'unità biomarina 14 inclusa corrispondente a Genova), che risulta avere un valore complessivo di 1,22E+09 em€ per il capitale naturale e 6,74E+08 em€ per i flussi ambientali, rispetto alla costa orientale, che presenta valori complessivi pari a 6,59E+08 em€ per il capitale naturale e 5,09E+07 em€ per i flussi ambientali. Tale differenza è stata dimostrata dall'analisi spaziale, che riporta una maggiore estensione degli habitat di *Posidonia oceanica* (circa l'80% rispetto a quella presente in tutte le unità biomarine esterne) e habitat coralligeno (circa il 76% rispetto a quello presente in tutte le unità biomarine esterne) nella costa occidentale rispetto alla costa orientale. La morfologia della costa ligure rivela, infatti, differenze tra la parte occidentale, caratterizzata da ampie valli legate ad un sistema montuoso alpino che in prossimità della costa danno origine a significative spiagge sommerse su cui possono svilupparsi ampie praterie di *P. oceanica* e la parte orientale, caratterizzata invece da strette valli legate al sistema montuoso appenninico che sulla costa generano tipicamente pocket beaches, a cui sono associate praterie meno estese (Bianchi e Peirano, 1995; Oprandi et al., 2021).

Essendo un habitat altamente produttivo, dove si mantiene una grande complessità strutturale e qualitativa, *P. oceanica* è riconosciuta come un ecosistema di alto valore presentandosi come un sistema stabile e specializzato (Paoli et al., 2018). Anche il coralligeno è considerato un habitat di alto valore, essendo costituito da una elevata biomassa eterotrofa, che caratterizza livelli più alti nella gerarchia della rete trofica. È, tuttavia, proprio a causa dell'elevata presenza di consumatori rispetto ai produttori che il coralligeno necessita di una rete efficiente di scambi per sostenere la sua complessità funzionale e strutturale (Paoli et al., 2016). Infatti, i risultati del bilancio della produzione primaria ottenuti per i singoli habitat confermano una situazione di deficit per il coralligeno, per il quale è richiesta una grande quantità di risorse per sostenersi. Come dimostrato anche in studi precedenti (Buonocore et al., 2019; Paoli et al., 2018), il coralligeno non risulta essere un habitat autosufficiente ma richiede flussi di risorse che devono essere convogliati da altrove con un notevole sforzo da parte della natura. Dunque, la presenza di praterie di *P. oceanica* maggiormente estese lungo la costa occidentale potrebbe contribuire alla fornitura di risorse necessarie al sostentamento del coralligeno a loro confinante, al contrario di quanto accade invece lungo la costa orientale della Liguria. In generale, infatti, le unità biomarine (unità 1-14) costituenti la parte occidentale, fatta eccezione per le aree protette, sono risultate in surplus, mentre quelle appartenenti alla costa orientale (unità 15-26) non hanno riportato una sufficiente produzione primaria che permetta loro di automantenersi.

Per quanto riguarda invece le aree protette, come già discusso precedentemente, queste presentano valori intensivi di capitale naturale e flussi ambientali maggiori rispetto alle unità biomarine esterne. Questo è dovuto alla complessità strutturale che le caratterizza: la maggiore variabilità di habitat presenti rispetto alle unità biomarine esterne e la presenza di habitat con elevato valore (e.g., *P. oceanica* e coralligeno) garantisce una grande quantità di biomassa bentonica ed ittica che contribuisce ad aumentare i valori di capitale naturale. Un esempio è rappresentato dalla zona A di Bergeggi, all'interno della quale i valori di capitale naturale e flussi ambientali sono stati ottenuti dalla media dei valori nella zona A dell'AMP di Portofino e Cinque Terre. Gli elevati valori per Bergeggi sono dovuti, infatti, alla caratterizzazione della zona A, costituita da una superficie di habitat a coralligeno che permette la vita di circa il 20% della biomassa ittica presente in tutta quella unità biomarina. Tuttavia, fatta eccezione per l'area protetta di Capo Mortola, per l'unità 25\_pv\_C di Portovenere e le zone C di Bergeggi e Portofino, le aree protette hanno evidenziato una situazione di deficit. Questa situazione è dovuta al fatto che queste aree, concentrando un'elevata quantità di biomassa, non sono autosufficienti e richiedono risorse dall'esterno per mantenere il loro capitale naturale, come già evidenziato in studi precedenti effettuati in AMP nazionali liguri (Paoli et al., 2018). La conseguenza del deficit nelle aree protette è la dipendenza da sistemi esterni non sottoposti a protezione che quindi sono soggetti a rischio di degrado. Questo comporta la necessità di dimensioni abbastanza grandi per l'AMP da assicurare la presenza del maggior numero di specie possibile (Bianchi e Morri, 2000). Come sostenuto in alcuni studi (Roughgarden et al., 1987), infatti, la composizione delle specie di una data comunità marina dipende in gran parte dall'arrivo di reclute dall'esterno della comunità stessa, e non semplicemente dalla riproduzione degli adulti già presenti. Questo ha come conseguenza il trasferimento di biodiversità nelle aree vicine che, se deve essere preservata attraverso misure di protezione come quelle imposte all'interno delle aree protette per evitare la sua degradazione. Tuttavia, non essendo possibile inglobare aree di grandi dimensioni ai confini delle aree protette, poiché sarebbe sottratto troppo spazio a tutte le altre attività umane di maggiore interesse economico immediato, è necessario cercare un compromesso tra dimensione e frequenza delle aree protette (Bianchi e Morri, 2000).

Questo studio rappresenta una prima analisi e un punto di partenza per la valutazione del valore del capitale naturale e dei flussi ambientali e della loro distribuzione spaziale lungo l'intera costa marino costiera ligure. I risultati ottenuti sia in termini ecologici sia monetari permettono un'integrazione dell'analisi all'interno dei piani di gestione, facendone emergere l'importanza e consentendo un

efficace monitoraggio (Vassallo et al, 2009). La conversione del valore in equivalenti monetari non cambia la caratteristica biofisica del modello di contabilità applicato e facilita l'inclusione del costo ambientale per la generazione e il mantenimento del capitale naturale in contesti politici e socio-economici (Buonocore et al., 2017), oltre a quelli ambientali, per definire al meglio strategie di gestione e conservazione ambientale (Paoli et al., 2018).

La procedura utilizzata in questo studio potrebbe, tuttavia, essere ulteriormente migliorata e perfezionata, per quanto riguarda ad esempio la metodologia utilizzata per la stima della componente ittica che caratterizza il capitale naturale. La tecnica del visual census, infatti, non è in grado di rilevare l'intero stock ittico, in quanto non permette, ad esempio, di determinare la presenza di specie criptiche, specie non rilevate poiché presentano comportamenti di fuga in presenza di operatori o specie pelagiche. Inoltre, i dati utilizzati per lo studio delle unità biomarine corrispondenti alle aree protette di istituzione regionale derivano dalle indagini condotte nelle zone C delle AMP di istituzione nazionale. Lo stesso avviene per le aree esterne alle aree protette i cui dati derivano da campagne di visual census svolte solamente in località adiacenti alle AMP nazionali, che potrebbero comportare dunque una sovrastima del risultato. Non viene perciò considerata la reale composizione di specie di tutte le unità biomarine, che potrebbero fornire una fotografia più realistica per la stima del valore del capitale naturale. È necessario, quindi, implementare i campionamenti in più siti lungo la fascia marina costiera, sia esterni e lontani dalle AMP sia nelle aree protette regionali, utilizzando un protocollo unico riconosciuto a livello nazionale, in modo tale da poter conoscere le intere comunità ittiche tipiche dell'area di studio (Tessier et al., 2005) ed effettuare valutazioni sulle stesse.

#### **4.2 Analisi dei risultati ottenuti mediante l'analisi di regressione**

I valori di capitale e flussi ambientali misurati sono stati successivamente messi in relazione con la presenza di forzanti naturali ed antropiche mediante un'analisi di regressione, al fine di determinare se possa esistere o meno una dipendenza reciproca e se le seconde possano influire sulla capacità del sistema di generare capitale e fornire servizi.

L'analisi di dipendenza è stata sviluppata mediante l'applicazione della Random Forest, dalla quale è emersa un'influenza significativa di tipo positivo da parte del divieto di ancoraggio e dalla presenza di SIC marini sui valori di capitale naturale (varianza espressa di 61,67%) e di flussi ambientali (varianza espressa di 72,83%) (Figura 60). In particolare, laddove sono presenti queste forzanti è stato riscontrato un valore elevato sia di capitale naturale sia di flussi ambientali (Tabella 15). Questo

accade, ad esempio, all'interno delle AMP: nelle zone A e B, in cui vige il divieto di ancoraggio per tutta l'estensione dell'unità biomarina e la presenza di SIC marini per circa il 64% della superficie, si riscontrano valori medi di capitale naturale di 8,95 em€ m<sup>-2</sup> e flussi ambientali di 5,87 em€ m<sup>-2</sup>. Le zone C delle AMP nazionali e le aree protette regionali presentano, invece, una minore estensione dell'area soggetta a queste misure di protezione e conservazione (22% di presenza di SIC marini e 5% dei divieti di ancoraggio) e pertanto risultano avere valori medi minori di capitale naturale (3,40 em€ m<sup>-2</sup>) e flussi ambientali (3,01 em€ m<sup>-2</sup>). Mentre all'esterno delle aree protette, dove non vi sono forti misure di protezione (9% di presenza di SIC marini e 12% dei divieti di ancoraggio) sono stati riscontrati valori ulteriormente più bassi (2,47 em€ m<sup>-2</sup> per il capitale naturale e 1,63 em€ m<sup>-2</sup> per i flussi ambientali). Gli unici casi in cui all'esterno si ottengono valori superiori al valore medio delle aree protette (3,94 em€ m<sup>-2</sup>) sono le unità 3 (6,03 em€m<sup>-2</sup>) e 16 (7,14 em€m<sup>-2</sup>), dove tali forzanti ricoprono una superficie sufficiente per poter riscontrare effetti positivi sul capitale naturale (in media fra le due unità circa il 31% per il divieto di ancoraggio e il 25% per i SIC marini delle superfici delle unità).Invece, la forzante riguardante il divieto di pesca non ha riportato un'influenza significativa, in quanto la superficie in cui vige tale divieto nelle singole unità biomarine risulta essere inferiore (circa il 30% di superficie in meno nelle zone A e B delle AMP) rispetto alle superfici nelle stesse zone in cui sono presenti i divieti di ancoraggio e i SIC marini.

Quindi, in assenza di impatti diretti sugli habitat, come accade con il divieto di ancoraggio, i valori di capitale naturale e dei flussi ambientali evidenziano l'efficacia delle misure attuate per la tutela e conservazione degli stessi. I SIC marini, invece, vengono distribuiti proprio laddove vi sono particolari habitat o specie (sia animali che vegetali) bisognosi e meritevoli di salvaguardia al fine di recuperare e mantenere il patrimonio ambientale della regione. I SIC sono strettamente correlati alla presenza di habitat con elevato valore ecologico, tra cui le praterie di *Posidonia oceanica*, il coralligeno, le beach-rock e alcune grotte sottomarine, garantendo una serie di misure al loro interno per la conservazione degli stessi e un conseguente aumento dei valori di capitale naturale e flussi ambientali. Inoltre, data la presenza di questi habitat all'interno di AMP, la sovrapposizione tra AMP e SIC comporta un aumento dei valori di capitale naturale e flussi ambientali dovuto alla regolamentazione delle attività: i divieti di ancoraggio e pesca in queste aree rappresentano misure efficaci nella protezione e salvaguardia del patrimonio ambientale marino costiero.

	<b>Presenza di divieti di ancoraggio nelle unità biomarine (%)</b>	<b>Presenza di SIC marini nelle unità biomarine (%)</b>	<b>Valori di capitale naturale (em€ m<sup>-2</sup>)</b>	<b>Valori di flussi ambientali (em€ m<sup>-2</sup>)</b>
Zona A AMP	100	84	9,88	6,80
Zona B AMP	100	45	8,01	4,94
Zone A-B AMP	100	64	8,95	5,87
Zona C AMP nazionali e aree protette regionali	5	22	3,40	3,01
Unità biomarine esterne all'aree protette	12	9	2,47	1,63

*Tabella 15. Percentuale di ricoprimento dei divieti di ancoraggio e delle aree di SIC marini nelle unità biomarine e corrispettivi valori di capitale naturale e flussi ambientali per le unità considerate*

Al fine di studiare il tipo di relazione tra le forzanti considerate e i valori di capitale naturale e flussi ambientali sono stati, quindi, sviluppati quattro scenari. Per ciascuno scenario è stato predetto il valore del capitale naturale e dei flussi ambientali se venissero considerate solamente alcune tipologie di forzanti. Dal confronto fra gli scenari e i valori di capitale naturale calcolati a livello intensivo (per unità di superficie) è emerso che: i valori aumentano leggermente nello Scenario 1, che include solo forzanti naturali; lo Scenario 2 rappresenta la realtà attuale caratterizzata sia da forzanti naturali sia antropiche e, per questo, non evidenzia differenze nei valori; i valori aumentano di circa l'11% nello Scenario 4, in presenza di forzanti naturali e forzanti antropiche solo con effetto positivo, dimostrando come le misure di protezione adottate abbiano un'influenza superiore sui valori di capitale naturale rispetto agli impatti generati dalle forzanti con effetto negativo.

Per quanto riguarda i risultati a livello estensivo, un valore totale di capitale naturale per l'intera fascia costiera simile a quello calcolato (Tabella 16) è stato riscontrato considerando, oltre alle forzanti naturali, tutte quelle antropiche (Scenario 2: +2,39%); un valore più basso si ottiene in presenza di forzanti antropiche con effetto negativo (Scenario 3: -10,65%); un valore più alto si osserva, invece, in presenza di forzanti antropiche con effetto positivo (Scenario 4: +31,45%) e di sole forzanti naturali (Scenario 1: +16,36%). Questo testimonia come la presenza di attività a terra o a mare lungo costa comporti effetti sullo stato degli habitat e come l'influenza delle forzanti positive, che mirano a conservare e tutelare il capitale naturale, sia fondamentale.

	Valore calcolato	Scenari			
		Scenario 1 (Forzanti naturali)	Scenario 2 (Forzanti naturali e antropiche)	Scenario 3 (Forzanti naturali e antropiche - effetto negativo)	Scenario 4 (Forzanti naturali e antropiche - effetto positivo)
Capitale naturale	2,11E+09 em€	2,46E+09 em€	2,16E+09 em€	1,89E+09 em€	2,78E+09 em€
Variazione percentuale	-	+16,36%	+2,39%	-10,65%	+31,45%
Flussi ambientali	1,43E+09 em€	2,36E+09 em€	1,46E+09 em€	1,46E+09 em€	2,38E+09 em€
Variazione percentuale	-	+64,97%	+1,99%	+2,26%	+66,35%

*Tabella 16. Valori di capitale naturale e flussi ambientali ottenuti per la fascia marino costiera ligure e variazione percentuale di tali valori a seconda dei quattro scenari utilizzati*

È reso sempre maggiormente evidente come la frammentazione degli habitat sia fortemente influenzata dal livello di antropizzazione (Shochat et al., 2006) e come la forte proliferazione di strutture urbane e industriali lungo le regioni costiere abbia inevitabilmente impattato e distrutto gli habitat naturali (Bianchi e Morri, 2000; Buonocore et al., 2021; Coll et al., 2010; Montefalcone et al., 2007,2010; UNEP/MAP RAC/SPA, 2010) con una conseguente modifica nella quantità di capitale naturale stoccato dagli habitat stessi. Il Mar Ligure rappresenta una delle aree più urbanizzate della costa mediterranea, in cui si sviluppano diverse pressioni che possono minacciare lo stato di conservazione degli habitat marino costieri, fra cui la navigazione, la pesca, l'immissione di rifiuti marini derivati dalle aree ad alta densità di popolazione (Bo et al., 2014; Relini, 1972a, 1972b; Relini et al., 1989) e il traffico marittimo commerciale (Cattaneo-Vietti et al., 2010). Lo Scenario 3 rappresenta, dunque, quanto accadrebbe ai valori di capitale naturale in presenza di questo tipo di pressioni, dimostrando di comportare uno svantaggio per il benessere degli ecosistemi costieri. Tuttavia, l'uomo non si inserisce nell'ecosistema marino solo con azioni che possono influire negativamente, ma adotta anche misure di conservazione e protezione che possano fornire benefici ad una grande varietà di specie (Dryden et al., 2008; Gerber et al., 2003; Lynch et al., 2013; Roberts et al., 2006) e permettere il mantenimento dell'ecosistema stesso e dei servizi che questo genera per le attività umane. Questo è dimostrato dalla differenza tra gli Scenari 1 e 4 all'interno delle AMP, in particolare nelle zone A e B. La sola presenza delle forzanti naturali (Scenario 1) all'interno delle AMP, infatti, riporta valori predetti di poco minori per il capitale naturale (-7%) e di poco maggiori per i flussi ambientali (+5%) rispetto a quelli calcolati, ma se a tali forzanti vengono aggiunte le forzanti antropiche con un potenziale effetto positivo sugli ecosistemi costieri (Scenario 4), i valori

all'interno delle AMP aumentano (+19% per il capitale naturale e +27% per i flussi ambientali) rispetto a quelli calcolati. Le AMP garantiscono la persistenza di processi ecologici e caratteristiche di biodiversità a varie scale temporali e spaziali (Margules e Pressey, 2000) e sono considerate le strategie più utilizzate per proteggere gli ecosistemi marini (Agardy et al., 2011) di fronte al crescente degrado ambientale (Nystrom et al., 2012) e alla perdita di biodiversità marina (Sala e Knowlton, 2006). All'interno delle zone A e B vengono adottate misure di protezione ambientali, quali ad esempio i divieti di ancoraggio e pesca, che ricoprono la totalità o gran parte della superficie della zona, contribuendo alla sua protezione e al conseguente aumento dei valori di capitale naturale e flussi ambientali. Il divieto di ancoraggio ha già precedentemente fornito risultati di influenza positiva sul valore di capitale naturale, come nel caso dello studio (Rigo et al., 2020) effettuato sulle praterie di *P. oceanica* all'interno dell'AMP Portofino. In particolare, sono stati studiati i potenziali effetti del disturbo antropico dell'ancoraggio su quattro praterie di *P. oceanica* attraverso una valutazione delle variazioni nei valori di capitale naturale, calcolato considerando la variazione della biomassa bentonica nelle praterie in un range temporale di circa 18 anni (2005-2018). In generale, sono stati evidenziati una diminuzione del valore di capitale naturale (circa -746,67 em€) nelle tre praterie in cui era concesso l'ancoraggio e un aumento del valore di capitale naturale di circa 8,3% (circa +2'510 em€) nella prateria dove vige il divieto di ancoraggio dall'istituzione dell'AMP. Grazie alla quantificazione del capitale naturale è stato possibile valutare quanto una perturbazione incida sullo stato di salute e conservazione dell'habitat e come le misure adottate all'interno delle AMP, quali ad esempio il divieto di ancoraggio, siano utili per raggiungere gli obiettivi di sviluppo sostenibile. Le AMP sono riconosciute come strumenti di gestione del paesaggio marino e, come tali, sono effettivamente in grado di proteggere la biodiversità marina e regolare in modo sostenibile le attività umane (Lubchenco e Grorud-Colvert, 2015).

Inoltre, il modello sviluppato all'interno di questo progetto di tesi ha evidenziato valori predetti di flussi ambientali simili a quelli calcolati se si considerano sia le forzanti naturali sia tutte quelle antropiche (Scenario 2: +1,99%) e se si considerano sia le forzanti naturali sia le forzanti antropiche con effetti negativi (Scenario 3: +2,26%) (Tabella 16). Al contrario, in assenza di attività antropiche di ogni tipo e in presenza di sole forzanti naturali (Scenario 1) il valore aumenta del 64,97%. Se alle forzanti naturali vengono aggiunte solo quelle antropiche con effetto positivo (Scenario 4) l'aumento del valore raggiunge il 66,35%. I risultati dei flussi non hanno fornito gli stessi andamenti del capitale naturale, poiché i flussi rappresentano i flussi di risorse necessari per il mantenimento annuale del capitale naturale (Paoli et al., 2018), mentre il capitale naturale è determinato dallo

stock di risorse naturali nel momento in cui viene effettuato il campionamento. Nello Scenario 2 i flussi ambientali annuali sono risultati sufficienti al mantenimento del capitale naturale, al contrario di quanto accade nello Scenario 3 dove, in presenza di forzanti con influenza negativa, si registra una diminuzione di circa il 10%. Gli Scenari 1 e 4, invece, caratterizzati dalla presenza di forzanti naturali e forzanti antropiche positive garantiscono le condizioni ideali alla generazione di risorse utili al mantenimento del capitale naturale, in assenza di attività che possano sfruttare le risorse stesse e determinarne un deterioramento e una perdita per il sistema. Le forzanti naturali sono il motore principale per gli scambi di risorse e per il mantenimento degli ecosistemi marini costieri e rappresentano anche l'input naturale iniziale della società umana (Topcu et al., 2020; Wang et al., 2006; Yang e Mo, 2020), poiché forniscono l'energia necessaria per accrescere le attività antropiche lungo costa e permetterne lo sviluppo economico. Se a fianco di tali forzanti, vengono inserite le forzanti di origine antropica ma con un effetto positivo sull'ecosistema e limitato il numero di attività lungo costa che possa generare degli impatti negativi sugli habitat marino costieri (e.g., opere di ripascimento, estensione di strutture ricettive, presenza di scarichi a mare, etc.), si rafforza la capacità del sistema di garantire una quantità di risorse sufficienti a mantenere lo stock di biomassa all'interno degli habitat costieri dal quale deriva il capitale naturale stesso. Lo studio ha dimostrato che adottando misure di salvaguardia (i.e., divieto di ancoraggio e pesca, presenza di SIC marini) si possa raggiungere il mantenimento di capitale naturale e flussi ambientali in buono stato, riducendo gli impatti che potrebbero essere generati dalle attività nautiche e di pesca nelle stesse zone.

Le predizioni realizzate dal modello per gli scenari proposti hanno fornito uno strumento utile per l'analisi dell'influenza di forzanti di tipo sia naturale sia antropico. Tale metodologia potrebbe essere resa più accurata mediante l'utilizzo di un numero maggiore di forzanti e una maggiore quantità di informazioni riguardanti le caratteristiche delle forzanti stesse. Inoltre, questo modello potrebbe essere sviluppato per la creazione di scenari futuri, nei quali un'analisi dettagliata dei cambiamenti dei parametri ambientali e delle forzanti antropiche agenti sulla fascia marino costiera potrebbe evidenziare nel tempo cambiamenti all'interno del capitale naturale e dei flussi presenti all'interno del sistema.

#### **4.3 Analisi dei risultati ottenuti mediante la somministrazione dei questionari**

La maggiore influenza delle forzanti antropiche rispetto a quelle naturali sul valore di capitale naturale è emersa anche dalle risposte ai questionari. La totalità degli intervistati ha confermato, infatti, una rilevante influenza positiva per le forzanti volte a limitare impatti lungo la fascia costiera:

i divieti di ancoraggio e pesca (100%) e la presenza di SIC marini e terrestri (96%) rappresentano la maggiore influenza sul valore di capitale naturale. In particolare, il 32% degli esperti ha assegnato un punteggio 6 o 7 all'influenza del divieto di ancoraggio e il 52% un punteggio 7 per l'istituzione dei SIC marini. I risultati hanno evidenziato una forte utilità dei provvedimenti di protezione e salvaguardia degli ecosistemi costieri all'interno sia delle AMP di istituzione nazionale e sia di aree protette regionali.

Tra le forzanti naturali con elevata influenza positiva (96%) vi sono la presenza di fondi duri e di coste rocciose. Questo conferma quanto ottenuto attraverso l'analisi di dipendenza, effettuata tramite Random Forest, in cui è risultato che la presenza di fondi duri e coste rocciose comporti un aumento del valore di capitale naturale, rispetto a quanto accade laddove invece sono presenti fondi molli e coste sabbiose. Gli habitat che si sviluppano su substrati rocciosi presentano una varietà di configurazioni spaziali e di paesaggio (Templado et al., 2009). La diversa topografia della costa rocciosa e delle pareti marittime, a diverse scale, può avere profondi effetti sulle condizioni idrodinamiche e, a sua volta, sul risultato di diversi processi fisiologici ed ecologici (Bourguet et al., 1994; Lenihan, 1999). È necessario, quindi, definire la tipologia di fondale e di costa sulla quale si sviluppa un habitat in modo da consentire un confronto realistico riconoscendo, per esempio, lo stato di conservazione favorevole alla crescita di un particolare tipo di habitat, come già proposto in Giménez-Casalduero et al. (2011).

Lo studio effettuato in questo progetto di tesi ha consentito di affiancare un'analisi soggettiva basata sul parere esperto ad uno studio oggettivo basato sullo sviluppo di un modello matematico, permettendo un confronto tra i risultati ma anche un approfondimento degli stessi. Infatti, per definire la relazione fra i punteggi totali assegnati dagli intervistati per ogni forzante e le variazioni di capitale naturale ottenute nei quattro scenari rispetto ai valori calcolati, è stata effettuata una correlazione per ranghi di Spearman mediante il supporto di R. Tale correlazione ha evidenziato una significatività media tra i quattro scenari del 74% (Tabella 17).

	Scenari			
	Scenario 1 (Forzanti naturali)	Scenario 2 (Forzanti naturali e antropiche)	Scenario 3 (Forzanti naturali e antropiche - effetto negativo)	Scenario 4 (Forzanti naturali e antropiche - effetto positivo)
<b>Correlazione di Spearman (n=43)</b>	p-value=0,3267	p-value=0,7599	p-value=0,2269	p-value=0,9965

Tabella 17. Valori di p-value ottenuti mediante l'applicazione della correlazione di Spearman

L'integrazione dei due metodi può risultare, dunque, uno strumento efficace per la gestione e conservazione degli habitat marino costieri e per aumentare la consapevolezza di possibili rischi di degradazione degli habitat (Petrosillo et al., 2010) a causa dell'instaurarsi di numerose attività antropiche. Tuttavia, il metodo utilizzato per l'indagine soggettiva può essere rafforzato, innanzitutto per quanto riguarda la presentazione del progetto e lo scopo dell'intervista. Alcuni intervistati hanno, infatti, riscontrato difficoltà nel comprendere cosa si intenda per l'influenza di ciascuna forzante, soprattutto per quelle naturali che possono risultare meno immediate. L'intervista diretta di persona non è stata possibile a causa del periodo di pandemia da SARS-CoV2 in cui è stato sviluppato questo metodo che è stato, quindi, proposto sotto forma di e-mail. Tuttavia, nonostante l'interazione diretta tra gli interlocutori avrebbe facilitato la risoluzione dei dubbi dell'intervistato, vi sarebbe stata al contempo un'influenza da parte dell'intervistatore nei confronti dell'intervistato che avrebbe condizionato i risultati.

Inoltre, dalla somministrazione dei questionari, è emerso che il compilatore non sia sempre in grado di rispondere alle domande poste. Un problema è stato evidenziato nell'indicazione dell'influenza delle singole forzanti sul capitale naturale (risposte possibili: positiva o negativa), in quanto molti hanno ritenuto che alcune forzanti potessero avere entrambi gli effetti oppure non averne. In questo caso, l'aggiunta dell'opzione "non so" avrebbe potuto esprimere meglio il parere dell'esperto, ma allo stesso tempo sarebbe stata poco funzionale alla realizzazione degli obiettivi del progetto in quanto non avrebbe consentito di attribuire un valore per alcune forzanti in modo da poter effettuare anche un confronto tra il metodo soggettivo e quello oggettivo.

## 5. CONCLUSIONI

Lo sviluppo di questa tesi ha permesso di ottenere una prima valutazione della distribuzione spaziale del valore del capitale naturale e dei flussi ambientali lungo l'intera fascia marino costiera ligure. Il valore di capitale, calcolato in termini di lavoro svolto dalla natura per generare, concentrare e mantenere la biomassa autotrofa ed eterotrofa, rappresenta un indicatore sintetico dello stato dell'area presa in esame, dimostrandosi utile a fini di monitoraggio e per il potenziamento di pratiche di gestione sostenibile degli ecosistemi marino costieri.

In questo studio, il valore biofisico del capitale naturale e dei flussi ambientali è stato affiancato ad un equivalente monetario (em€) che facilita la comunicazione con gli stakeholder. In questo modo, il modello proposto può garantire una solida base contabile per una valutazione monetaria basata su principi ecologici, in modo da permettere una più facile comprensione del valore delle risorse marine in contesti socio-economici e politico-gestionali (Vassallo et al., 2013). Inoltre, il modello ha permesso di delineare quali siano le variabili che maggiormente influenzano il valore di capitale naturale e flussi ambientali e in che modo queste influenzino tali valori.

La valutazione suddivisa per unità biomarine e l'integrazione con un'analisi spaziale, consentita mediante supporto cartografico, ha permesso di indagare e controllare lo stato delle singole unità di studio. La mappatura ha fornito informazioni spaziali delle aree in cui gli stock di capitale naturale e flussi sono concentrati e dove questi subiscono variazioni in funzioni di forzanti naturali o antropiche. Ciò consente l'individuazione di aree che necessitano di interventi di salvaguardia, il supporto dei manager locali per lo sviluppo di strategie efficaci di gestione sostenibile e l'implementazione delle decisioni a livello regionale che garantiscano al contempo la tutela della natura e delle attività umane.

Il lavoro proposto può essere ulteriormente perfezionato. Per quanto concerne la valutazione del capitale naturale l'utilizzo di protocolli di campionamento più dettagliati e/o condivisi a livello internazionale, l'indagine più dettagliata della componente ittica e il miglioramento del piano di campionamento permetterebbero di effettuare valutazioni ancora più accurate e complete. Al fine di indagare meglio le influenze esterne sul valore e sulla distribuzione del capitale naturale lungo la fascia marino-costiera ligure potrebbero essere individuate ulteriori forzanti che possano rappresentare una situazione più simile possibile a quella reale. Potrebbe, inoltre, essere perfezionata la tecnica di intervista degli esperti per valutare l'influenza delle forzanti sul capitale naturale.

In conclusione, si può affermare che questo progetto di tesi è una prima solida base di valutazione della situazione della fascia marino-costiera a scala regionale e ha le potenzialità per futuri sviluppi e miglioramenti. Il perfezionamento della procedura per la realizzazione del modello, così come lo sviluppo dello stesso su scala nazionale o mediterranea potrebbero contribuire all'individuazione di aree o regioni italiane che necessitano di azioni di salvaguardia e protezione del capitale naturale custodito negli habitat marino costieri. In base al valore ecologico e monetario identificato per ogni area, sarebbe possibile anche creare dei livelli di priorità per gli interventi stessi, in modo da definire quali e quante azioni debbano essere intraprese sull'area di interesse. Inoltre, in un'ottica futura, questa valutazione può essere consolidata non solo in termini spaziali ma anche temporali, al fine di monitorare possibili cambiamenti del capitale naturale e dei flussi presenti all'interno del sistema in funzione dell'interazione con forzanti esterne. Queste informazioni possono diventare uno strumento di supporto al decisore che deve intraprendere misure di gestione, permettendogli di identificare le aree prioritarie, dove si concentra lo stoccaggio di capitale naturale, e le relative strategie di gestione ottimale, intervenendo con misure di protezione ad hoc, che si focalizzano sulle forzanti più influenti.