



SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA AMBIENTALE
DOTTORATO DI RICERCA IN SCIENZE ECOLOGICHE

XXV CICLO

Meccanismi di regressione e frammentazione dell'habitat
nelle praterie di *Posidonia oceanica*



Dottoranda: Patricchio Nicoletta

Docente guida: Giandomenico Ardizzone

INDICE

<i>Abstract</i>	pp.	1
1- INTRODUZIONE		
Premessa	pp.	7
1.1 Le metodologie di studio maggiormente diffuse per il monitoraggio delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	pp.	9
1.1.1 La <i>landscape ecology</i> nello studio delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	pp.	13
1.1.2 Il confronto con cartografie storiche	pp.	24
1.1.3 L'importanza dei G.I.S.	pp.	26
1.2 Le praterie di <i>Posidonia oceanica</i>: origini e caratteristiche di un complesso ecosistema	pp.	28
1.3 Le praterie di <i>P.oceanica</i> del Lazio: studi pregressi e conoscenze attuali	pp.	41
1.3.1 Le praterie del Lazio settentrionale	pp.	42
1.3.2 Le praterie del Lazio centrale	pp.	45
1.3.3 Le praterie del Lazio meridionale e delle isole Pontine	pp.	47
1.4 Disturbi naturali ed antropici: fattori che influenzano la regressione delle praterie	pp.	51
1.5 Obiettivi del Lavoro	pp.	57
2- MATERIALI E METODI	pp.	60
2.1 Metodologia d'indagine	pp.	60
2.2 Acquisizione dati	pp.	60
2.2.1 Sistema di posizionamento GPS	pp.	60
2.2.2 Indagini Side Scan Sonar	pp.	61
2.2.3 Indagini R.O.V.	pp.	64
2.2.4 Immersioni puntuali	pp.	66
2.3 Elaborazione dei dati	pp.	68
3- RISULTATI	pp.	83
3.1 Caratterizzazione dello stato di conservazione delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> del Lazio attraverso la creazione di una cartografia di dettaglio	pp.	83
3.1.1 Zona 1: da Graticciara a Santa Severa	pp.	88
3.1.2 Zona 2: da Civitavecchia a Ladispoli	pp.	102
3.1.3 Zona 3: da Torre Astura a Sperlonga	pp.	110
3.1.4 Zona 4: Isole Pontine	pp.	127

3.2	Studio della regressione delle praterie <i>Posidonia oceanica</i> nel Lazio attraverso il confronto con serie storiche di dati: analisi del cambiamento e analisi dei limiti	pp.	133
	3.2.1 Analisi diacronica delle estensioni superficiali	pp.	134
	3.2.2 Analisi del cambiamento (<i>change detection</i>): concordanza e discordanza tra le praterie	pp.	136
	3.2.2 a ZONA1: DA GRATICCIARA A SANTA SEVERA	pp.	136
	3.2.2 b ZONA3: DA TORRE ASTURA A SPERLONGA	pp.	142
	3.2.3 Analisi della regressione dei limiti superiore ed inferiore	pp.	146
	3.2.3 a ZONA1: DA GRATICCIARA A SANTA SEVERA	pp.	147
	3.2.3 b ZONA3: DA TORRE ASTURA A SPERLONGA	pp.	157
	3.2.3 c ZONA4: ISOLE PONTINE	pp.	167
3.3	L'ecologia del paesaggio come strumento di analisi per le praterie di <i>Posidonia oceanica</i>	pp.	171
	3.3.1 Zona 1: da Graticciara a Santa Severa	pp.	172
	3.3.2 Zona 3: da Torre Astura a Sperlonga	pp.	180
	3.3.3 Zona 4: Isole Pontine	pp.	187
4-	DISCUSSIONI	pp.	193
5-	CONCLUSIONI	pp.	226
6-	BIBLIOGRAFIA	pp.	229

Abstract

The endemic *Posidonia oceanica* (L.) Delile is the most important and abundant seagrass in the Mediterranean Sea, where it forms extensive meadows from the surface down to 40m water depth. Like others seagrass, *P. oceanica* meadows are widely recognized as key ecosystems in shallow coastal waters (Short and Wyllie-Echeverria, 1996) and are listed in the Annex V of the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) as biological quality elements to be used in assessing the ecological status of coastal water bodies (Foden and Brazier, 2007). Further, the meadows provide high-value ecosystem services such as supporting commercial fisheries worth as much as \$3500 ha⁻¹ yr⁻¹ (Watson *et al.*, 1993, subsistence fisheries that support entire communities (De la Torre-Castro and Ronnback, 2004), nutrient cycling (McGlathery *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2007), sediment stabilization (Orth RJ, *et al.*, 2006), and globally significant sequestration of carbon (Duarte *et al.*, 2005).

Seagrasses are increasingly used as a biological indicator of the quality of the environment (Fourqurean and Cai, 2001, Bhattacharya *et al.*, 2003); because of their ecological roles (Costanza *et al.*, 1997) added to their wide distribution, sedentary habit, and sensitivity to modifications of littoral zone (Short and Wyllie-Echeverria, 1996; Pergent-Martini and Pergent, 2000; Linton and Warner, 2003; Yamamuro *et al.*, 2003).

P. oceanica meadows occur in coastal areas that are often subjected to intense human activities that inevitably affect *P. oceanica* (Montefalcone, 2009), either directly by physical damages to the meadow (Meinesz *et al.*, 1991) or indirectly through the impact on the quality of waters and sediments (Duarte, 2002).

In the absence of any font of disturbance *P. oceanica* meadows already occupies all suitable areas (Molinier and Picard, 1952), the shoot density does not present significant changes and the meadow limit shift does not exceed a few centimetres per year, as evidenced by a 15-year monitoring survey (Boudouresque *et al.*, 2000). The main limiting factors for *P. oceanica* are dim light (10-16% of sea surface irradiance), low salinity (33‰), temperature (below 10°C and above 30°C) and sediment input (above

70 dm³ m⁻² a⁻¹) (e.g. Ben Alaya, 1972; Ott, 1979; Boudouresque and Jeudy de Grissac, 1983; Alcoverro *et al.*, 2001; Ruiz and Romero, 2001).

Important problems of regression for *Posidonia* beds have been reported, meadows are threatened by the immediate impacts of coastal development as well as by the natural impacts like wave energy (landscape patterns observed in *P. oceanica* habitats are often associated with disturbances induced by waves -Koch *et al.*, 2006-); or the effects of climate change and ecological degradation (11, 13). Different anthropogenic sources of impact have been described such as: coastal development (Pérès & Picard 1972; Meinesz *et al.* 1991; Pasqualini *et al.* 1999; Ruiz & Romero 2003), industrial sewage and urban discharge (Bourcier 1989; Pergent-Martini & Pergent 1995, 1996; Balestri *et al.* 2004; Boudouresque 2004), trawl fishing (Ardizzone & Pelusi 1984; Sanchez-Lizaso *et al.* 1990; Sanchez-Jerez & Ramon-Espla` 1996; Ardizzone *et al.* 2000), and fish farms (Delgado *et al.* 1997, 1999; Ruiz *et al.* 2001). Furthermore, there are marine operations which have caused negative impacts on seagrass beds such as boat anchoring (Garcia-Charton *et al.* 1993; Francour *et al.* 1999) and dredge operations (Guidetti & Fabiano, 2000; Short & Coles, 2001; Gambi *et al.*, 2005; Badalamenti *et al.*, 2006). Pollution, in its broadest sense of man-induced disturbance of the coastal marine environment, is recognized as the main source of perturbation with local direct and indirect impacts which may have an effect on the seagrass condition far away from the source of disturbance (Boudouresque *et al.*, 2006).

An alarming decline of the *P. oceanica* meadows has been reported in the Mediterranean Sea and mainly in the north-western side of the basin (Ardizzone *et al.*, 2006; Boudouresque *et al.*, 2006; Montefalcone *et al.*, 2007a), where many meadows have already been lost during last decades (Marbà *et al.*, 1996; Montefalcone *et al.*, 2007b).

In the Latium coast numerous studies documenting since the 50s a general loss of most of the *P. oceanica* meadows. While the coverage loss and lower limit regression were not uniform along the whole investigated areas, their showed a general depth decrease

in time and a set of sub-areas have been identified with different degrees of regression, somehow related with coastal potential human-mediated impacts.

The aim of this PhD is to describe the current health status and the temporal evolution of *P. oceanica* meadows of Latium coast, describing their mode of regression through the analysis of the upper and lower limits position and the application of some principles and metrics of landscape ecology.

Studies on landscape fragmentation have typically been conducted in terrestrial habitats, such as forests, where indices are used to quantify habitat loss and fragmentation in relation to changes in abundance and/or community structure of associated organisms (Lord and Norton 1990; Saunders *et al.* 1991; Opdam *et al.* 1993; Reed *et al.* 1996; Jorge and Garcia 1997; Trzcinski *et al.* 1999). There are numerous indices available to quantify terrestrial landscape fragmentation, yet presently there is a general consensus about the application of these indices, however no individual index can capture the full complexity of spatial patterns, multiple indices are required for analysing landscape configuration (Saura, 2002). Indices that quantify ecologically important spatial patterns are necessary for achieving the goal of landscape ecology: 'to elucidate the relationship between landscape patterns and ecological processes' (Turner, 1989).

Although landscape indices have been also been used to quantify spatial patterns of various aquatic habitats (Bell and Hicks 1991; Irlandi 1994, 1997; Irlandi *et al.* 1995; Garrabou *et al.* 1998; Kendrick *et al.* 1999; Hovel and Lipcius 2001), such as seagrass. Seagrass ecosystems occur over broad spatial scales (tens to hundreds of kilometres) and are characterised by a continuum from fragmented patches to continuous meadows (Sleeman, 2005).

Given the high ecological significance of seagrasses, it is necessary to define reliable measures that can be used by researchers and resource managers to identify fragmentation and quantify spatial change in relation to ecological processes (Sleeman, 2005).

In this study we use these indices to compare temporal changes in seagrass landscapes and link these changes to the life histories and architectural properties of the habitat (i.e. seagrass assemblages) (Kendrick *et al.* in press; J. C. Sleeman, G. A. Kendrick, G. S. Boggs and B. J. Hegge, unpublished data), unlike many other studies, which link changes in fragmentation with the organisms that utilise the habitat (i.e. fish and invertebrates).

The realization of this goal involved the creation of GIS-based maps of detail through the use of various techniques of investigation (Side Scan Sonar, video surveys, diving), which made it possible to represent with great detail the morphology, the extension, the spatial positioning of the limits and the state of health (coverage, density, presence of dead matte etc. ..) of each meadow. The experience already obtained evidenced the potentiality of this kind of survey is currently being used to monitor very large and already mapped *Posidonia* beds with limited and low-cost surveys.

To describe the state of health of the meadows were used the descriptors most commonly applied (density, coverage, upper and lower depth limits), that give information at the population level. Generally they are studied by satisfactory methods that can be applied directly on field. Even if they sometimes require diving techniques, one of their advantages is that they are not destructive (Montefalcone, 2009). Furthermore these descriptors (density and bathymetric positions of the meadow) benefit from a protocol that is applied, quite homogeneously, by all the laboratories.

The spatial variation of some of this descriptors like shoot density and coverage (applying the Conservation Index by Moreno *et al.*, 2001), was representing by a series of maps created through the technique of Kriging. Kriging is a group of geostatistical techniques based on stochastic modelling and a linear interpolator used to predict the value of a field at an unobserved location from observations of its value at nearby locations (Leriche, 2011). This technique provides a detailed description of the structural characteristics of natural systems (Cressie, 1991) and give a good information about the depth effect (or other variable) on there spatial structure.

Afterwards, the actual distribution of the meadows was compared with the historical cartography to understand and quantify the phenomenon of regression. We used two set of maps: one of the 1959 (published by Fusco in 1960) and one about 1994 (published by Diviacco *et al.*, in 2001). The '90 and the present maps can be considered fully reliable, in our case the latter being implemented by SSS full coverage sonograms, validated by video camera and located by DGPS. The other old maps deriving from the interpolation of discrete data, are important for the upper and lower limits of tidily distributed *Posidonia* and in following their validation (Leriche *et al.*, 2004), were considered useful for the purpose.

Finally the actual map was used for analysing the existing landscape patterns. Seagrass maps consisting of 5 classes of coverage were used to further evaluate those indices that met the majority of criteria. Number of patches, edge density and mean patch size of *P. oceanica* were used to define a gradation of categories of seagrass fragmentation, since these parameters are commonly used for quantifying spatial patterns associated with fragmentation (Turner and Ruscher 1988; Forman 1995; Frost *et al.*, 1999; D'Eon and Glen 2000; Robbins and Bell 2000; Bell *et al.* 2001; Hovel and Lipcius 2001).

A nested statistical analysis approach was adopted to test how index values differed between and within particular seagrass fragmentation categories with low and high levels of cover where differences between fragmentation patterns are believed to be more important than differences between cover. Principal component analysis was also employed to determine strong correlations between the indices and the level of fragmentation was compared with the direction and type of limits regression, and the density and coverage data.

The result of these study show a strong tendency to regression for most of the meadows of Latium coast in both analyzed time frames. The regression may be due to natural processes and/or natural or anthropogenic disturbances and stress. It can also be due to long-term climate trends, however the losses of *P. oceanica* seems been mainly related to coastal development, pollution, trawling, fish farming, moorings, dredging, dumping and introduced species.

Evidence of the connection between coastal modification and regression of *Posidonia* can be found also when comparing the described *Posidonia* to the status of the *Posidonia* meadows in the Pontine Islands, just off the study area. None of the above mentioned impact factors is present in those islands and the *Posidonia* coverage of the sea bottom is stable, and certainly has been so in the last 15 years (G.D. Ardizzone 1991, unpublished observations 2005), and without any sign of modification such as the presence of dead matte. The results obtained with the simulations for the different maps of the *Posidonia* beds over time showed that significant information can be obtained on the status of a meadow already mapped, with a limited sampling effort and with high accuracy and precision ($SD < 5\%$) being yielded in the description of the *Posidonia* surface.

The conservation of the coastal marine environment requires the possession of information that enables the global quality of the environment to be evaluated reliably and relatively quickly. The use of biological indicators like *P. oceanica* meadows health, seems to be the most suitable investigation method for research into applied ecology, because it enables the quality of an environment to be characterized in an integrated way. This need of monitoring is linked to the actual status of *P. oceanica*, as a protective species that must be conserved (Mediterranean Action Plan of Marine Vegetation; UNEP) but so the need of adequate tools for European countries to classify the status of coastal water, as required by the Water Framework Directive, in which *Posidonia* meadows are considered as biological quality elements.

Most of the descriptors appear to provide pertinent information about the vitality of the meadow and more generally about the quality of the environment.

The landscape analysis gives added value to this study, allowing to quantify the direction of the trend regression identified by comparison with historical maps.

INTRODUZIONE

Premessa

Posidonia oceanica è una fanerogama marina endemica del Mar Mediterraneo, considerata una specie chiave per la funzione che svolge negli equilibri ecologici e fisici del sistema litorale. Essa è in grado di formare delle vere e proprie praterie sommerse considerate un ottimo bioindicatore per lo studio delle acque costiere, in quanto particolarmente sensibili all'inquinamento e alle variazioni della qualità delle acque (Pergent *et al.*, 1995).

Le praterie di *Posidonia* sono soggette da tempo a diverse fonti di disturbo sia di origine naturale che antropica e da oltre 30 anni molti studi descrivono per la maggior parte delle praterie del Mediterraneo, una serie di fenomeni di regressione in atto (Gacia e Duarte, 2001). Questi fenomeni sono descritti anche per la maggior parte delle praterie del Lazio, monitorate con vari progetti di ricerca fin dagli anni '90 (Ardizzone *et al.*, 2006). Tali studi hanno prodotto un regolare aggiornamento sullo stato di salute delle praterie tramite la realizzazione di cartografie che ne riportano la distribuzione e la conformazione spaziale e che oggi rappresentano delle importanti serie storiche di riferimento.

Le ricerche riguardanti le praterie di *P. oceanica* si basano spesso sul confronto con cartografie storiche per comprenderne i fenomeni di regressione, tuttavia questo tipo di analisi non sempre consente di descrivere con precisione tali dinamiche, in quanto risulta difficile ritrovare in cartografie passate la medesima precisione delle attuali.

Per questo è importante cercare di individuare nella conformazione attuale delle praterie, la presenza di eventuali trend spaziali che possano fornire un'informazione sulla dinamica della trasformazione del paesaggio sommerso. L'ecologia del paesaggio studia lo sviluppo e le dinamiche dell'eterogeneità spaziale e consente di valutare l'evoluzione degli ambienti naturali e le trasformazioni che questi possono subire. La

scelta di un approccio paesaggistico è idonea alle caratteristiche delle praterie di *Posidonia oceanica*. L'arrangiamento gerarchico della struttura di questa pianta a diverse scale spaziali (andando da millimetri a chilometri), permette infatti l'applicazione diretta delle tecniche di analisi sviluppate solitamente per gli ambienti terrestri (Robbins e Bell, 1994). Tali applicazioni sono da tempo utilizzate per le praterie di alcune fanerogame marine quali *Halophila decipiens* (Bell *et. al.*, 2006) e *Zostera marina* (Hovel & Lipcius, 2001) mentre la loro applicazione in contesti italiani è ancora limitata a pochi e recenti studi. Un esempio è quello di Montefalcone *et al.* (2010) per le praterie della Liguria, nel quale è stato dimostrato che in aree geografiche soggette a pressioni antropiche di diversa natura e peso, corrispondono diversi livelli di frammentazione delle praterie presenti.

Il presente dottorato di ricerca è la prima applicazione di queste tecniche alle praterie del Lazio, e si prefigge di descriverne lo stato attuale e l'evoluzione temporale e come la loro regressione possa essere influenzata dall'origine e dalla tipologia di disturbo maggiormente influente.

La realizzazione di questo obiettivo ha previsto la creazione in ambiente GIS di cartografie di dettaglio attraverso l'utilizzo di numerose tecniche di indagine (Side Scan Sonar, rilievi video, immersioni subacquee) che hanno permesso di rappresentare con estremo dettaglio la morfologia, l'estensione spaziale, il posizionamento dei limiti e lo stato di salute (copertura, densità, presenza di matte morta ecc..) di ogni singola prateria.

La creazione di tale cartografia si inserisce in un programma di lavoro finanziato della Regione Lazio al (Ex) Dipartimento Biologia Animale e dell'Uomo, che ha come fine la predisposizione di un Atlante degli habitat marini del Lazio.

1.1 Le metodologie di studio maggiormente diffuse per il monitoraggio delle praterie di *Posidonia oceanica*

In tutto in tutto il Mediterraneo si registra ormai da tempo un allarmante declino delle praterie di *P. oceanica* in particolare nella parte nord-ovest del bacino, in cui negli ultimi decenni si è registrata la scomparsa di numerose praterie (Marbà *et al.*, 1996.; Montefalcone *et al.*, 2007a). Per questo negli anni, sono cresciuti in maniera esponenziale gli sforzi e gli impegni scientifici per proteggere legalmente le praterie.

In generale l'interesse scientifico per le Magnoliofite marine nasce a livello mondiale nel 1970 grazie alla monografia di Den Hartog, che evidenzia il ruolo fondamentale di queste angiosperme per l'ambiente marino costiero. Tuttavia è solo dal 1992 (e solo per un ridotto numero di specie), in occasione della Conferenza di Rio de Janeiro sulla Biodiversità, che alcune fanerogame marine vengono indicate per la prima volta come specie minacciate e da sottoporre a regime di protezione.

È finalmente nel 2000 che con la "Water Framework Directive" (WFD 2000/60/CE), ci si pone l'obiettivo di fissare un quadro comunitario per la protezione delle acque e la riduzione dell'inquinamento. In particolare, la WFD prevede che gli Stati Membri eseguano analisi e monitoraggi, raccolta ed elaborazione dei dati per arrivare a classificare lo stato di qualità ecologica delle acque superficiali e conseguire infine lo "stato buono" dei diversi corpi idrici entro il 2015 ed indica le fanerogame marine (allegato V) come elementi di qualità biologica da utilizzare nella valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici costieri (Foden e Brazier, 2007).

A tal fine la Commissione Europea ha stabilito una Strategia Comune di Implementazione (CIS), con l'obiettivo di creare delle linee investigative comuni ai vari paesi per l'interpretazione e l'applicazione della Direttiva. In tale contesto è stata riconosciuta l'importanza di disporre di adeguati piani di studio e monitoraggio da adottare per valutare lo stato di salute delle praterie di *P. oceanica*.

Le metodologie di indagine atte a valutare lo stato di salute di una prateria si distinguono in "distruttive e "non distruttive" (Buia *et al.*, 2004). La maggior parte delle informazioni relative alla pianta (livello individuale) così come la maggior parte delle

informazioni riguardanti la fauna e la flora associate (livello comunità) vengono ottenute attraverso tecniche “distruttive” in quanto si ha la necessità di prelevare campioni con un numero di repliche rappresentativo per ciascuna stazione di campionamento, con un numero medio che varia da 10 a 20 (Pergent-Martini *et al.*, 2005). Al contrario le informazioni relative il livello di popolazione e alcune analisi a livello di comunità come ad esempio lo studio della fauna vagile si possono ottenere mediante osservazioni in campo e per questo sono definite “non distruttive”.

In tabella 1.1, si riassumo le analisi più utilizzate nei laboratori di ricerca del Mediterraneo (da Montefalcone, 2009):

TECNICHE DISTRUTTIVE	TECNICHE NON DISTRUTTIVE
<p><u>Specie epifite di foglie e radici:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> . Analisi qualitativa di biomassa (Buia et al., 2004) e copertura (Morri, 1991) . Analisi qualitativa della composizione delle specie (Balata et al., 2007) <p><u>Biometria fogliare e relativi descrittori (Giraud, 1977):</u></p> <ul style="list-style-type: none"> . Tipo di foglie (adulte, intermedie o giovanili) . Numero di foglie per fascio . Lunghezza e larghezza delle foglie . Area superficie fogliare per fascio al mq (definito “<i>Leaf Area Index</i>”) . Presenza di tessuto marrone morto . Percentuale di tessuto danneggiato (secondo le metodologie indicate da Boudouresque and Meinesz 1982) <p><u>Stima indiretta della produzione primaria delle foglie e dei rizomi attraverso:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> . Lepidocronologia (Pergent, 1990) . Lunghezza internodale (Peirano, 2002) 	<p><u>Densità dei fasci secondo la classificazione assoluta di Giraud (1977) e Pergent (1995)</u> (numero di fasci per mq)</p> <p><u>Densità relativa dei fasci</u> (calcolata correggendo la densità assoluta in funzione del ricoprimento del substrato stimato in decimi) (Romero, 1986)</p> <p><u>Percentuale di ricoprimento di <i>P. oceanica</i> viva</u></p> <p><u>Fauna mobile associata ed altre macrofite presenti (Pergent-Martini et al., 2005)</u></p> <p><u>Struttura della matte:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> . Presenza di canali intermatte e matte morta . Valutazione di omogeneità e compattezza della matte morta misurando la percentuale di rizomi plagiotropi e lo spessore della matte morta (Pergent-Martini et al., 2005) <p><u>Limiti superiore ed inferiore della prateria:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> . Posizione batimetrica dei limiti . Tipologia di limite inferiore (Meinesz and Laurent, 1978 e Pergent et al., 1995) . Monitoraggio della posizione dei limiti nel tempo attraverso punti fissi (“balise”) fotografie <i>in situ</i>, fotografie aeree diacroniche (Pergent-Martini et al., 2005)

Tra le tecniche non distruttive maggiormente in uso ricordiamo:

- Densità fogliare e copertura superficiale

La densità fogliare è uno dei descrittori più utilizzati nei piani di monitoraggio (Pergent-Martini *et al.*, 2005) in quanto fornisce importanti informazioni sulla vitalità della pianta e si dimostra efficace nel rivelare l'influenza antropica sulla prateria. Essa

viene calcolata come numero di fasci per mq di prateria, ed è una tecnica di campionamento di tipo non distruttivo.

Esistono due scale di classificazione: quella assoluta di Pergent *et al.* (1995) rivista da Buia *et al.* (2004) e da Boudouresque *et al.* (2006), per la quale si definiscono le praterie come “in equilibrio”, “disturbate” e “molto disturbate”; e la densità relativa (Romero, 1986) che considera in funzione del ricoprimento del substrato stimato in decimi e che definisce le praterie in uno stato di conservazione eccezionale, soddisfacente e non soddisfacente.

I valori di copertura (espressa come percentuale di *P. oceanicaviva*, in una porzione di substrato standardizzata), vengono invece sempre più spesso utilizzati per il calcolo di indici sintetici come il *Conservation Index*.

Questo indice, proposto da Moreno *et al.* (2001) per la valutazione dello stato di salute delle praterie di *P. oceanica* in acque spagnole, misura la percentuale di *Posidonia* viva, rispetto alla mette morta presente. È stata dimostrata la sua efficacia anche per la valutazione lo stato di salute di alcune praterie in Mar Ligure (Montefalcone *et al.*, 2006, 2007a, b), dove la presenza della matte morta nella maggior parte dei casi è legata disturbi di origine antropica che interessano le acque costiere dal 1960 (Bianchi e Peirano, 1995).

Il *Conservation index* può inoltre essere considerato un utile strumento per valutare l'evoluzione temporale delle praterie, evidenziando in maniera efficace eventuali condizioni di stabilità, miglioramento o regressione.

- Tipologia e posizione dei limiti superiore ed inferiore

Uno dei metodi più comunemente adottati per descrivere lo stato di salute di una prateria di *P. oceanica* consiste nel valutare l'evoluzione temporale dei margini superiori ed inferiori. Monitorare la tipologia e la posizione batimetrica dei limiti consente infatti di definire se una prateria si trova in condizioni di stabilità, miglioramento o regressione; sapendo che una condizione negativa sarà direttamente legata ad una variazione della trasparenza delle acque, dei regimi idrodinamici o dell'equilibrio sedimentario (Pergent *et al.*, 1995).

La tipologia e la profondità del limite superiore (la batimetria più superficiale a cui inizia la prateria), dipendono essenzialmente dalla pendenza del fondale e dall'idrodinamismo sottocosta, pertanto molto spesso condizioni di stabilità o di regressione vengono attribuite a cause di tipo naturale. Tuttavia a causa della sua vicinanza con la linea di riva, un'alterazione del limite superiore può anche essere diretta conseguenza di un'alterazione della qualità delle acque (ad esempio per scarichi di reflui urbani) o dell'apporto solido dei fiumi.

Ciò nonostante il limite inferiore (la profondità maggiore a cui una prateria si può trovare) è considerato il descrittore d'eccellenza per valutare lo stato di salute della prateria (e dell'ambiente in generale) e per individuare i principali fattori locali che controllano la distribuzione batimetrica della pianta lungo le coste. Esso infatti è direttamente correlato alla capacità di compensazione della pianta, pertanto una sua regressione verso batimetrie inferiori è segnale indiscusso di una diminuzione della trasparenza delle acque.

In quasi tutti i laboratori nel monitoraggio del limite superiore, l'intervallo tra due osservazioni varia considerevolmente (da 6 mesi a 10 anni), ma è più spesso annuale. I metodi più comunemente utilizzati sono la creazione di *balises* fissi e l'uso di fotografie aeree, solitamente per uno studio diacronico, più raramente vengono utilizzati veicoli remoti (ROV, Ardizzone, 1991) soprattutto per ragioni legate ai costi. Queste misure fanno riferimento al protocollo istituito dalla rete di controllo della *Posidonia* definito da Boudouresque *et al.* (2000).

Al contrario che per il limite superiore è difficile incontrare per il limite inferiore una metodologia di valutazione standardizzata, spesso si aggiungono studi con Side Scan Sonar (molto utili per mappare l'estensione di tutta la prateria) e sebbene sia una tecnica molto più costosa rispetto al posizionamento dei *balises*, è tuttavia in grado di coprire grandi superfici in breve tempo.

La maggior parte dei laboratori completa le osservazioni riguardanti il limite inferiore prendendo in esame anche dati di sedimento (granulometria del substrato), densità dei fasci, copertura di *Posidonia* e percentuale di matte morta. Anche in questo caso l'intervallo tra le osservazioni successive varia da circa 6 mesi a 5 anni, ma nella maggior parte casi è annuale.

1.1.2 La *landscape ecology* nello studio delle praterie di *Posidonia oceanica*

I sistemi ecologici sono eterogenei, essi mostrano una considerevole complessità e variabilità (Li e Reynolds 1994). La quantificazione di tale eterogeneità è stata per lungo tempo un obiettivo negli studi di ecologia (Patil *et al.* 1971, Pielou 1977) e per i ricercatori pionieri di queste analisi, l'eterogeneità spaziale non è altro che un mosaico ambientale (Turner 1989). Tuttavia i sistemi ecologici sono caratterizzati da dinamiche, disturbo e cambiamenti (Huston 1979, Reice 1994); e pertanto l'eterogeneità ha anche una componente temporale.

Il paesaggio è definito da Whittaker (1975) come un contesto spaziale per le comunità o gli ecosistemi, ovvero come un gradiente geografico in grado di influire sulle strutture e sui processi ecologici a livello di organismi, popolazioni e comunità. Forman e Gordon (1986) lo hanno definito come un sistema geograficamente delimitato, costituito da componenti biotiche e abiotiche connesse spazialmente e funzionalmente e ordinate in una struttura gerarchica.

La crescente domanda per la misura e il monitoraggio del mosaico e della configurazione di un paesaggio nasce dalla premessa che i processi ecologici che vi avvengono siano connessi e possano essere previsti da alcuni pattern ecologici (spesso sconosciuti) che si esplicano ad ampia scala spaziale (Turner 1999, Gardner e O'Neill, 1991).

Le attività antropiche possono compromettere l'integrità strutturale del paesaggio ed ostacolare, o in alcuni casi agevolare, i flussi ecologici (ad esempio il movimento degli organismi) in un paesaggio (Turner *et al.*, 2001). L'assenza di continuità nei pattern del paesaggio può compromettere l'integrità funzionale del paesaggio stesso, poiché interferisce con fondamentali processi ecologici indispensabili per la sopravvivenza delle popolazioni e per la conservazione della biodiversità ecosistemica (With e King 1999).

La *landscape ecology* studia lo sviluppo e le dinamiche dell'eterogeneità spaziale, la sua gestione, l'influenza che essa esercita sui processi biotici ed abiotici, e le interazioni fra paesaggi (Turner *et al.*, 2001). È una scienza multidisciplinare la cui caratteristica più

saliente è la reciproca integrazione tra teoria e pratica: essa combina l'approccio spaziale del geografo a quello funzionale dell'ecologo (Forman, 1995). È inoltre una materia moderna ed in continua evoluzione, tramite la quale studiosi di diversa estrazione culturale (scienziati, *landscape designers, manager*) possono collaborare per occuparsi di problematiche quali la gestione di aree protette e parchi naturali.

Essa risulta un utile strumento per la conservazione e il monitoraggio dei sistemi ambientali (Gustafson, 1998) in quanto permette di:

- caratterizzare l'area di studio sia a livello fisionomico che strutturale
- identificare la struttura del mosaico in un paesaggio attraverso l'utilizzo di specifiche metriche che esplicitano le relazioni strutturali e funzionali tra le tessere che lo compongono
- quantificare e localizzare le aree soggette a disturbo e calcolare i tassi di cambiamento nel tempo
- ricercare le relazioni spaziali (in base alla distanza) esistenti tra insediamenti antropici ed industriali ed aree sottoposte a cambiamento
- analizzare le differenze esistenti nell'intensità del cambiamento e la sua distribuzione spaziale
- studiare le implicazioni ecologico-funzionali della struttura del paesaggio nel suo complesso.

Un' appropriata applicazione dell'ecologia del paesaggio, richiede *in primis* la definizione di una scala di studio (Urban *et al.*, 1987) che consideri i processi ecologici che vi avvengono. Questi si verificano a diversi gradienti, ad esempio, alcuni cambiamenti genetici possono prodursi a scala locale sebbene derivino da processi naturali accaduti a livello regionale (Greco *et al.*, 2007) e le migrazioni possono aver luogo sia a scala continentale che intercontinentale. L'importanza della scala emerge fin dagli anni 80, poiché si iniziò a comprendere che la maggior parte dei problemi della biosfera si stessero verificando in aree sempre più ampie. Per esempio, le piogge acide, il cambiamento climatico globale, la frammentazione degli habitat e la conservazione della biodiversità richiedono la conoscenza di pattern e processi a grande scala.

Il termine si riferisce alla dimensione spazio-temporale in cui si verifica un processo o agisce un organismo. Il concetto ecologico di scala spaziale comprende grana ed estensione (Forman e Gordon 1986, Turner *et al.* 1989, Wiens 1989). La grana si riferisce al livello minimo di risoluzione spaziale possibile all'interno di un insieme di dati; per esempio è determinato alla dimensione della minima unità cartografabile di una carta. L'estensione o ampiezza si riferisce ai confini e alle dimensioni dell'intera area di studio. Alle differenze di grana corrisponde un diverso grado di dettaglio.

Grana ed estensione sono correlati: generalmente i lavori a grana fine si effettuano in aree ridotte. I processi o i fenomeni sono scala-dipendenti quando variano con la grana e l'estensione della misura. Studi che utilizzano una grana troppo ampia tendono a far perdere l'informazione relativa agli ecosistemi più rari del paesaggio e a far diminuire la percezione della sua variabilità (Turner *et al.*, 1989; Wiens 1989). Viceversa, una grana troppo stretta influisce sulla percezione di una maggiore eterogeneità degli habitat e quindi una eccessiva variabilità negli ecosistemi (Wiens, 1989).

Quindi la scala rappresenta un concetto critico, in quanto influenza le conclusioni che un osservatore può trarre ed i risultati di un'analisi. E' naturalmente auspicabile lavorare su più scale; ciò consente di comprendere meglio il contesto spazio-temporale in cui agiscono i diversi fattori che caratterizzano il paesaggio e di individuare processi che si realizzano a livelli gerarchici diversi.

Accanto al concetto di scala, negli stessi anni, è emersa la teoria gerarchica. In ecologia, una gerarchia è in genere identificata con il concetto di livello di organizzazione (O'Neill *et al.*, 1988). I sistemi biologici sono ordinati in livelli di organizzazione sempre più alti. Nella serie più semplice (cellula, organismo, comunità, ecosistema) ogni sistema è costituito da sub-sistemi in cui i livelli più alti controllano quelli più bassi. Ogni sistema ecologico è costituito da sotto-sistemi e a sua volta fa parte di un sistema superiore. I vari livelli sono distinti tra loro per differente scalarità spazio-temporale. I flussi di energia, informazioni e materia all'interno dello stesso livello gerarchico non subiscono sostanziali modifiche. Gli scambi tra i differenti livelli vengono filtrati e subiscono perciò variazioni. All'interno di un sistema gerarchico, i livelli sono distinti da differenze nei tassi o nelle frequenze dei loro processi caratteristici. Ad esempio, un

organismo può interagire con un altro poiché entrambi operano alla stessa scala spazio-temporale, ma non può interagire con un bioma, perché non hanno il medesimo ordine di grandezza. In tal caso il bioma rappresenta per l'organismo il contesto in cui esso opera.

Attraverso l'ecologia del paesaggio è possibile studiare l'evoluzione di un ambiente naturale sia a livello spaziale (come è strutturato) che temporale (come si è modificato) e valutare in entrambi i casi, l'effetto delle pressioni antropiche sulla perdita e la frammentazione degli habitat.

La frammentazione è un processo di parcellizzazione di un territorio in sottoaree tra loro parzialmente connesse, così che l'habitat di una specie risulta distribuito sul territorio a "patch". Le *patches* sono frammenti di habitat omogenei inseriti in una matrice o "prevalente uso del suolo in un'area" (Farina 2001). Ogni *patch* è funzione-specifica, per cui ogni specie considera la *patch* secondo la funzione che svolge nella propria nicchia (habitat, dormitorio, *stepping-stone*), ed è specie-specifica, ovvero ogni specie vede le *patches* alla propria grana di risoluzione e quindi ne identifica di differenti rispetto ad altre specie (Farina 2001). La matrice è ciò che circonda le *patches* ed è caratterizzata a sua volta da un'alta copertura sul territorio e dalla capacità di controllo delle dinamiche fra *patches*, dipendente sia dalla sua composizione che dalla sua permeabilità (Forman e Gordon 1986). L'effetto della frammentazione è quello di ridurre le dimensioni delle *patches* e di aumentare la distanza, e quindi l'isolamento, tra *patches* simili. Questo processo per alcuni Autori è sinonimo di perdita di habitat (Carlson e Hartman, 2001), mentre altri lo associano più genericamente ad una modifica della loro qualità (Van den Berg *et al.*, 2001).

Sebbene infatti in letteratura siano numerosi gli studi riguardo la frammentazione degli habitat, diverse sono le modalità di misurazione di questo fenomeno e, pertanto, diverse le conclusioni riguardo le conseguenze che esso provoca su una specie, una comunità o un intero ecosistema (Fahring, 2003).

Nonostante ciò lo studio sulla frammentazione degli habitat è considerato un valido strumento per l'analisi dell'ecologia di paesaggio per due ragioni:

- è largamente dimostrata la diretta correlazione tra la frammentazione di un paesaggio e la biodiversità dell'ecosistema preso in esame (con conseguenze sia negative che positive),

- esistono numerosi indici che consentono di quantificare i cambiamenti di un territorio (ad es. "*patch size*", "*habitat loss*", "*patch isolation*", "*structural connectivity*", "*matrix quality*", ecc.) in grado di descrivere le più diverse situazioni ambientali qualsiasi sia il livello di scala dello studio.

Per definire quantitativamente la struttura del paesaggio si sono sviluppate numerose metriche (*Landscape metrics*, LSM) che dall'analisi della cartografia oppure da dati tele rilevati, descrivono la copertura del suolo e la struttura spaziale di un territorio. Le metriche operano sia sulla scena considerata nel suo complesso (*landscape level*) che sulle singole *patch*.

Gustafon (1998) ha introdotto due categorie generali di metriche: metriche di composizione e metriche di configurazione spaziale.

Sono esempi di metriche di composizione spaziale il valore medio, la mediana e valori di eterogeneità interna (varianza), che descrivono la presenza, l'abbondanza relativa e la diversità delle tipologie di paesaggio. Le metriche di configurazione si riferiscono invece alle caratteristiche della forma e della distribuzione spaziale delle *patch*, come il rapporto tra area e perimetro, o i parametri che misurano la vicinanza tra cluster dello stesso tipo.

Per calcolare le metriche del paesaggio, in ambiente GIS Arciew, Arc/Info ed Idrisi generalmente permettono il calcolo della dimensione media delle *patch*, della distribuzione delle classi di copertura e del rapporto area/perimetro.

Per determinare i valori di metriche di definizione più complessa, si utilizzano software specifici come FRAGSTAT o BENOIT, in grado di operare con immagini anche precedentemente elaborate.

Le metriche che questi software analizzano più frequentemente sono:

- Numero di *patches* ("*Number of Patches*" - NP)

Questa metrica indica il numero di *patches*, appartenenti ad una specifica tipologia, che sono presenti nel territorio analizzato. Presenta un basso valore interpretativo se limitato a se stessa, in quanto non contiene informazioni circa l'area, la distribuzione, o la densità delle *patches*. Tuttavia può fornire delle informazioni utili se confrontato con altre metriche quali la densità delle *patch* oppure la loro dimensione media.

- Indice di coesione ("*Cohesion index*" - COHES)

Misura la connettività di un habitat così come viene percepita dagli organismi, la coesione aumenta quanto più la classe è raggruppata o aggregata, quindi, più collegata fisicamente. I valori della metrica sono compresi tra 0 e 100. L'indice di COHESION è pari a 0 se il territorio esaminato consiste in una singola cella.

- Connettanza ("*Connectance*" - CONNECT)

Si riferisce alle connessioni funzionali tra *patch* differenti che dipendono chiaramente dal processo analizzato. Il calcolo delle connessioni tra *patches* può basarsi sulle adiacenze, su i limiti di distanza, o sul decremento di una funzione che rifletta la probabilità di connessione ad una data distanza.

I valori della metrica sono espressi in percentuale e compresi tra 0 e 100. CONNECT è pari a 0 sia se il paesaggio è composto da un'unica *patch* sia se tutte le tipologie sono rappresentate da una sola *patch*, sia se nessuna di esse risulta connessa; mentre è pari a 100 quando ogni *patch* è connessa.

- Indice di aggregazione ("*Aggregation Index*" - AI)

Calcola il numero di adiacenze per una determinata classe dividendolo per il numero massimo di adiacenze possibili per quella classe. La metrica assume valori in percentuale. Risulta 0 quando la classe *i*-esima è massimamente disaggregata, mentre cresce quando aumenta l'aggregazione del territorio ed equivale a 100% quando il territorio è costituito da una singola *patch* compatta.

- Indice di divisione ("*Division Index*" - DIVISION)

L'indice di divisione del territorio è basato sulla distribuzione delle aree delle *patch* ed è interpretato come la probabilità che due celle scelte casualmente sul territorio non appartengano alla medesima *patch*.

-Diversità ecosistemica

La biodiversità esprime la complessità di struttura di un ambiente, può essere misurata come diversità di habitat esistenti e utilizzata come strumento analitico qualitativo per tenere monitorate le relazioni ecosistemiche dei sistemi ambientali presenti.

-Densità di ricchezza di *patches* ("*Patch Richness Density*" - PRD)

Questo indice si calcola a partire da un altro indice: la *Patch Richness* (PR). Quest'ultimo viene calcolato per i diversi tipi di *patch* presenti nel paesaggio ed è dipendente dalla scala: considerando paesaggi più ampi generalmente aumenta.

- Indice di equipartizione di Shannon ("*Shannon's Evenness Index*" SHEI)

L'indice misura la ripartizione degli elementi all'interno del sistema considerato: è il rapporto tra la diversità presente nel sistema e la diversità massima possibile. Utilizzando tale indice è possibile determinare l'eterogeneità ecosistemica.

- L'indice **PAFRAC (Perimeter-Area Fractal Dimension)** che misura la dimensione frattale di una *patch* o di un paesaggio. La dimensione frattale è un importante indice di forma, ampiamente utilizzato nella landscape ecology terrestre per descrivere la forma delle *patch* (Ripple *et al.*, 1991). È un parametro che determina il grado di irregolarità dell'oggetto esaminato. La geometria frattale, considerando oltre alle quattro dimensioni note (0=punto, 1=linea, 2=superficie, 3=volume) anche tutte le possibili situazioni intermedie, permette di valutare se e quanto la forma delle tessere componenti il paesaggio, sia più "vicina" a una dimensione euclidea (maggiore grado di eterogeneità o naturalità) o alla dimensione lineare.

È per questo utilizzato anche come indice di naturalità, e quindi di *patches* non modificate dall'attività antropica (che solitamente tende a generare forme geometriche

semplici nelle tessere del paesaggio). Il vantaggio dell'analisi frattale risiede nel fatto che è applicabile, nello studio della configurazione spaziale, ad un'ampia varietà di scale perché presenta la proprietà di "invarianza di scala". Risulta per questo ben abbinabile all'utilizzo di immagini satellitari, foto aeree o S.S.S per la creazione di mappe tematiche di paesaggi emersi o sommersi.

Sono in uso anche metriche più semplici, il cui utilizzo dipende molto dall'eterogeneità del paesaggio analizzato ma le ricerche più recenti hanno concentrato l'attenzione sugli effetti della geometria frattale sulla coesistenza e persistenza di specie (Johnson, 1992; Palmer, 1992; With e Crist, 1995; With e King, 1997), riportando risultati interessanti anche in ambiente marino (Parker, 2002; Robbins e Bell, 1994; Schmid, 1999).

L'ecologia del paesaggio è una scienza inizialmente nata per lo studio degli ambienti terrestri, tuttavia, i problemi scientifici e le metodologie applicate per risolverli sono equivalenti per gli ecosistemi marini (Hinchey, 2008).

La relazione esistente tra i pattern spaziali e i processi ecologici, e il predominante effetto della scala in questo rapporto, sono stati studiati da molti scienziati (Levin, 1999) sviluppando diverse ipotesi e teorie sulle dinamiche ecologiche che coinvolgono i diversi ecosistemi marini e le biocenosi appartenenti (barriere coralline, biocenosi dei fondali sabbiosi o rocciosi, praterie di fanerogame marine).

Nel 2007 Zajac evidenzia l'efficacia dell'integrazione della landscape ecology allo studio dei paesaggi bentonici ("benthoscape") sottolineando però la necessità di utilizzare metriche e analisi specifiche per le biocenosi dei fondi mobili. L'autore asserisce infatti che in ambito terrestre le *patch* sono definite dalla tipologia di vegetazione o dal livello di antropizzazione di un determinato territorio, mentre nei fondali mobili sono soprattutto la granulometria del sedimento e le caratteristiche geomorfologiche e topografiche del fondale a delimitarle. Queste possono essere mappate con diverse metodologie esplorative (foto aeree, side scan sonar, multibeam e telecamere subacquee filoguidate) ma al momento dell'interpretazione bisogna considerare che, ad esempio, le zone di transizione o gli ecotoni sono in questi ambienti, palcoscenici di importanti processi ecologici e quindi non possono essere esclusi dalla misurazione.

La gestione degli ecosistemi marini tropicali prevede ormai da tempo studi interdisciplinari e metodologie innovative che considerino le diverse scale a cui avvengono i processi ecologici (Hinchey, 2008).

A tale scopo Grober-Dunsmore (2008) in uno studio sulle barriere coralline delle Virginian Islands, analizza la relazione esistente tra la struttura del paesaggio e le comunità ittiche. Per lo studio del paesaggio gli autori attraverso le mappe bentoniche delle barriere coralline, sintetizzano 26 tipologie di habitat in 9 classi fondamentali. Per descriverne la distribuzione vengono utilizzate 14 metriche di configurazione spaziale, a loro volta successivamente trasformate (tramite l'analisi delle componenti principali - PCA-) in un set sintetico di indici. A differenza di altri ecosistemi marini come le praterie di fanerogame, le barriere coralline non rispondono, a meno a grande scala, alle stesse regole della landscape ecology terrestre. Le correlazioni positive sono legate soprattutto alle modalità di foraggiamento delle specie, per cui, secondo gli autori, per analizzare questi paesaggi è necessario diminuire la scala di osservazione, analizzare le diverse formule che definiscono parametri quali la diversità dell'habitat (in letteratura ne esistono diverse e a questo punto diventa fondamentale capire quale sia la migliore) e considerare come fattore determinante la tipologia di *patch* analizzati (continui, discontinui, ecc...).

Quando le condizioni ambientali sono ottimali le fanerogame marine sono in grado di formare delle vere e proprie praterie sommerse, tuttavia talvolta sono presenti nei fondali anche come singoli fasci isolati tra la sabbia o, ancora, possono formare *patch* spesso distanti tra di loro. Questi diversi "gradi" di organizzazione, influenzano gli ecosistemi che si formano e necessariamente, la composizione delle comunità bentoniche (Turner, 1999), epifitiche (Hovel, 2004) e ittiche (Vega Fernandez, 2005) che vi abitano.

Tuttavia, per descrivere correttamente le dinamiche di questa deduzione è fondamentale considerare la scala di studio del fenomeno, definire cioè se si sta parlando a livello di "*patch*" o di "*landscape*".

In entrambi i casi si considerano grandezze quali: la dimensione delle *patch* (area, perimetro e distanza tra di esse), la percentuale di copertura, la densità dei fasci e la

biomassa della pianta. Ognuna di queste misurazioni può condizionare la presenza e l'abbondanza di un determinato gruppo faunistico.

Ciò nonostante, trovare una correlazione statistica significativa spesso è difficile in quanto a tali variabili si aggiungono elementi come la pressione predatoria e la posizione geografica (Donovan, 1997; Tewksbury, 1998). A loro volta questi fenomeni hanno scale differenti, pertanto per comprendere appieno le dinamiche che regolano gli equilibri delle comunità di un habitat a fanerogame è necessario considerare più di una scala spaziale.

Ad esempio, Hovel in uno studio del 2003 indica che la sopravvivenza dei giovanili di *Cancer productus* è correlata positivamente alla densità dei fasci, negativamente alla percentuale di copertura e in solo maniera marginale alla biomassa delle fanerogame del territorio (approccio a scala di *patch*). L'Autore dimostra che, sebbene questi fattori siano correlati alla sopravvivenza della specie bentonica, si riscontrano risultati differenti a seconda della struttura del paesaggio analizzato. Per questo molto spesso si preferiscono i descrittori paesaggistici ("landscape scale").

Lo studio di Turner *et al.* (1999) sull'influenza della frammentazione di un habitat a fanerogame sulle comunità bentoniche, corrobora quest'ultima considerazione. I descrittori utilizzati sono la dimensione frattale e il grado di isolamento delle *patch*. La dimensione frattale, è un indice della complessità morfologica del paesaggio (Williamson and Lawton, 1991). Se la prateria è composta da forme geometriche semplici (come quadrati o rettangoli), la dimensione frattale sarà circa 1.0, se il paesaggio è costituito da forme complesse e convolute, essa sarà maggiore (O'Neill *et al.*, 1988). Il grado di isolamento delle *patch* è misurato calcolando la distanza minima esistente tra due *patch* vicine e rispecchia direttamente il grado di frammentazione di un paesaggio. Il confronto tra l'utilizzo questi due descrittori e quelli a scala di *patch*, ha permesso all'autore di individuare l'esatta relazione esistente tra la composizione delle comunità bentoniche e le variazioni strutturali delle praterie.

Tali lavori dimostrano come lo studio della frammentazione degli habitat permetta anche per i paesaggi sommersi, di spiegare con asserzioni scientifiche la risposta degli organismi all'eterogeneità spaziale.

Nel lavoro del 2005 Sleeman *et al.*, definiscono per questo gli indici di paesaggio maggiormente usati per le analisi terrestri e ne valutano l'applicabilità alle praterie di fanerogame marine. Gli Autori hanno valutato un totale di undici indici tra i più comunemente usati per quantificare la frammentazione degli habitat marini, considerando la loro capacità di misurare i diversi livelli di frammentazione e a diversi livelli di copertura.

Nel complesso, questo studio ha trovato che molti indici di frammentazione offrono un valore intrinseco per la frammentazione ma spesso molti di questi sono altamente correlati e non in grado di quantificare le diverse fasi di frammentazione che possono interessare una prateria. Gli Autori individuano nel lavoro gli indici più appropriati per svolgere tale funzione, passaggio fondamentale che consente di raggiungere uno degli obiettivi principali della *landscape ecology*: collegare i modelli spaziali, con i processi ecologici che rappresentano.

1.1.3 Il confronto con cartografie storiche

La regressione delle praterie è un fenomeno legato a una perdita di superficie che può avvenire sia a livello locale (colpendo solo piccole porzioni di prateria e dando origine a *patches* isolate), che a scala maggiore, con grosse perdite di superficie in tempi relativamente brevi. Spesso la prima condizione, precede la seconda. Sebbene infatti inizialmente la regressione possa essere abbastanza lenta, tuttavia mano a mano che diminuisce la copertura della pianta e si disgrega la matte morta, aumenta la torbidità delle acque e diminuisce la resistenza meccanica della pianta al moto ondoso. La prateria diventa mano a mano meno resistente a tutte le possibili fonti di disturbo e la regressione accelera rapidamente.

A livello globale data la disomogeneità dei dati a disposizione, quantificare la perdita di *P. oceanica* è molto difficile ma doveroso, essendo essa presente nella lista rossa della IUCN (International Union for the Conservation of Nature) e sebbene non sia tra le specie a rischio di estinzione, se ne descrive comunque una condizione di popolazioni in forte declino (Short *et al.*, 2011). Se la rappresentazione cartografica è stato uno dei primi strumenti resi necessari allo studio delle praterie, è ormai diffuso lo studio della loro evoluzione temporale attraverso il confronto con cartografie storiche, in particolare grazie all' applicazione del GIS che in questo contesto si rivela uno strumento fondamentale (Zharikov *et al.*, 2005).

Alcune delle ricerche più accurate riguardano le praterie del Mediterraneo Nord occidentale, come ad esempio le praterie del Golfo del Leone (Paillard *et al.*, 1993), le praterie del mar ligure (Bianchi e Peirano, 1995) e le praterie della costa catalana (Gacia *et al.*, 2001). Lo studio delle cartografie storiche è un utile strumento per valutare le modalità e le cause di regressione di una prateria, confrontando la sua distribuzione attuale con quella passata. Tuttavia nell'effettuare tale analisi è però possibile che alcune differenze non siano legate tanto a cambiamenti reali, quanto a errori di posizionamento o valutazione effettuati in passato a causa di tecniche di rilevamento dati meno accurate. Per questo Leriche *et al.*, (2004) nell'affrontare il problema se interpretare tali differenze come effettivi cambiamenti o come probabili errori, propone

l'applicazione di un indice di affidabilità delle carte (*Reability index*). Tale indice tiene conto delle modalità di acquisizione del dato, della scala di rappresentazione delle carte e dei metodi di posizionamento e georeferenziazione. In tale lavoro L'Autrice sottolinea come in generale qualunque sia il metodo cartografico utilizzato, nessuna mappa di comunità bentoniche è accurata ovunque e in tutte le scale, e che il "valore" di una carta dipende dallo scopo per il quale è stata istituita o dall'utilizzo che le è stato destinato (ad esempio se per un monitoraggio a breve termine dello stato di salute della prateria o se per l'analisi a lungo termine delle dinamiche costiere per lo sviluppo e la gestione del patrimonio naturale).

Gli studi sulle variazioni temporali di una prateria possono per questo concentrarsi su parametri diversi a seconda della scala temporale. Studi di tipo stagionale spesso coinvolgono una piccola scala spaziale e si concentrano su parametri come la densità dei fasci o i valori di copertura; mentre studi a lungo termine includono generalmente parametri quali presenza / assenza di prateria, estensione superficiale e posizione dei margini

Al fine di monitorare la dinamica spaziale del processo di regressione di una prateria, il confronto con cartografie storiche per il monitoraggio dei limiti superiore ed inferiore, è sicuramente una delle tecniche più adeguate.

1.1.4 L'importanza dei G.I.S.

Sempre più frequentemente soprattutto per quanto riguarda i progetti con scopi di monitoraggio, alle analisi descritte viene associata un'indagine della distribuzione spaziale delle praterie il cui *output* è la rappresentazione cartografica. Generalmente le tecniche utilizzate per l'acquisizione dei dati sono tecniche non distruttive: il fondale viene esplorato con immersioni, videocamere subacquee o sonar a scansione laterale, e i dati ricavati vengono classificati in tipologie rappresentate con simboli. Un tempo utilizzata principalmente per la navigazione (la storia della cartografia in Italia inizia nel 1872, alla fondazione dell'Istituto Topografico Militare) oggi giorno la cartografia è divenuta con, l'avvento dei GIS (Geographical Information System), un potente strumento di analisi dei dati geografici, che permette non solo la visualizzazione, ma anche l'elaborazione e la manipolazione degli elementi di una carta.

Questo strumento permette di integrare le operazioni tipiche di database con i vantaggi offerti dalla visualizzazione della mappa. Le entità geografiche, elementi base del GIS, vengono memorizzate all'interno di un database geografico (GeoDB), detto anche database spaziale, la cui funzione è quella di memorizzare, interrogare e manipolare informazioni geografiche e dati spaziali.

Ogni elemento rappresentato in una carta GIS è formato quindi da due componenti:

- la componente spaziale (che contiene informazioni relative alla posizione geografica, alla forma e alla dimensione)
- la componente non spaziale (formata da dati descrittivi).

In questo modo la cartografia diviene non più una componente aggiuntiva ad uno studio, ma uno studio formato da più componenti aggiuntive.

Tali componenti fanno parte di un database che può essere costantemente aggiornato e che consente di sovrapporre strati informativi differenti, analizzando più fenomeni contemporaneamente.

Nel caso delle praterie di *Posidonia* tali strati informativi possono essere sia dati relativi alla distribuzione spaziale che dati strutturali, dati ambientali e dati storici. In questo modo è possibile effettuare un'analisi temporale dell'evoluzione delle praterie,

individuando quali fattori possono aver condotto ad eventuali modificazioni della distribuzione o dello stato di salute di una prateria (Remillard e Welch, 1992).

Ormai da tempo, sia i *managers* che gli ecologi impiegano i GIS e i database digitali oltre che per la rappresentazione spaziale, per valutare l'impatto di determinate attività antropiche su specie ed ecosistemi. È presente molto spesso una valutazione delle variazioni temporali (sia su grande che su piccola scala) del fenomeno studiato, che può essere tanto la distribuzione areale di una singola specie quanto l'analisi di un intero paesaggio (Johnston, 1987; Johnston *et al.* 1988, Iverson 1988; Johnston e Bonde 1989) e che evidenzia ancora una volta l'importanza della cartografia in un progetto di monitoraggio e gestione di un ecosistema.

1.2 Le praterie di *Posidonia oceanica* : origini e caratteristiche di un complesso ecosistema

Le Fanerogame marine sono un gruppo di sole 4 famiglie, 13 generi e 60 specie, di cui i generi *Halophila*, *Zostera* e *Posidonia* comprendono circa il 55% delle specie. Ad eccezione dei mari antartici, si distribuiscono in quasi tutte le fasce costiere del mondo e colonizzano 6 differenti bioregioni (Short *et al.*, 2007) (Fig1).

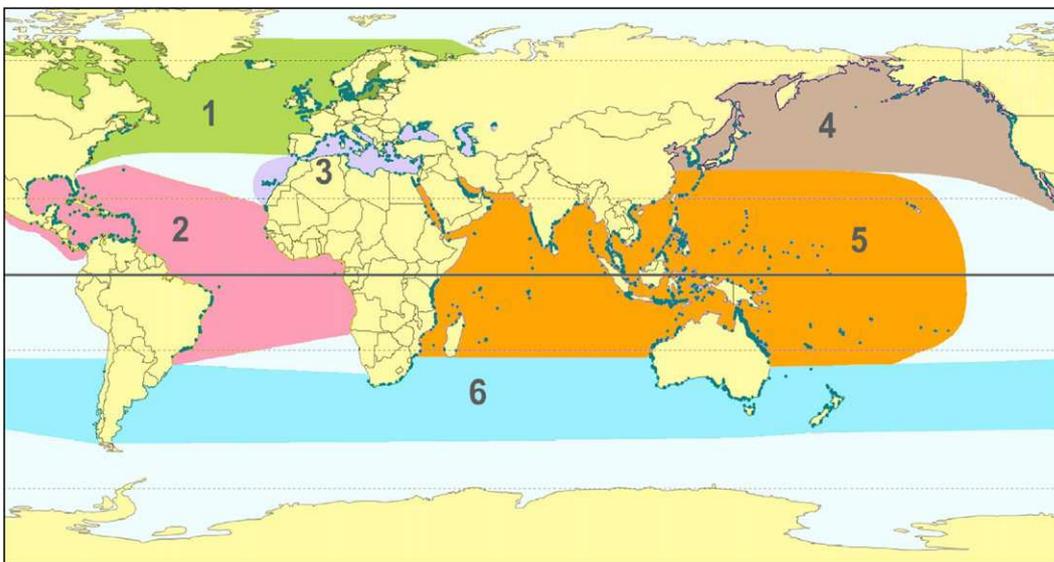


Fig.1.1 Distribuzione globale delle Magnoliofite marine (Dati2005UNEP- WCM) e bioregioni: 1.Temperata Nord Atlantica; 2.Tropicale Atlantica; 3.Mediterranea; 4.Temperata Nord Pacifica; 5.Tropicale Indo-Pacific; 6.Temperata Oceano Australe (da Short *et al.*, 2007).

L'attuale distribuzione biogeografica è tuttavia il risultato di processi evolutivi avvenuti centinaia di anni fa e di processi di colonizzazione/estinzione ancora in atto.

Le fanerogame marine derivano infatti da un gruppo di Magnolifite che nell'Era Mesozoica (circa 100 milioni di anni fa) lasciò la terra emersa per tornare a colonizzare l'ambiente marino (Klap *et al.*, 2000), processo che richiese alle piante lo sviluppo di una vasta gamma di mutamenti quali la capacità di vivere totalmente sommerse, la tolleranza all'elevata salinità dell'acqua marina, un efficace sistema di ancoraggio a un substrato mobile come quello sabbioso e un polline in grado di essere trasportato dall'acqua (impollinazione idrofila). Tali adattamenti se da una parte permisero alle piante di occupare indisturbate ampi spazi sottomarini e di formare delle vere e

proprie praterie sommerse, dall'altra portarono ad una bassa diversificazione morfologica nonché genetica. Lo scarso successo riproduttivo in ambiente acquatico è inoltre legato alla mancanza di agenti di trasporto specie-specifici come gli insetti, che nelle piante terrestri hanno determinato una forte spinta alla diversificazione (Romero, 2004) assente per le specie acquatiche, per le quali si registra invece nel corso del tempo, una condizione generale di bassa variabilità del corredo genetico.

Il genere *Posidonia* si sviluppò per la prima volta nel Cretaceo, circa 120 milioni di anni fa (*P. cretacea*). In quell'epoca la pianta si distribuiva in tutto l'Oceano Tetide, ricoprendo un ampio areale tra le attuali posizioni geografiche di Brasile ed Australia. Successivamente alla fine dell'Eocene (più precisamente nei periodi Miocenico e Pliocenico) la frammentazione del bacino della Tetide a causa di variazioni climatiche e geologiche, determinò la lenta e graduale diversificazione delle specie; una parte rimasero confinate nell'attuale Australia e una parte nel Mediterraneo (come dimostrato dallo studio delle divergenze nel DNA sequenziale tra i due gruppi - Waycott and Les, 2000 -).

Nel bacino Mediterraneo esistevano inizialmente sia ceppi in grado di vivere in condizioni locali di alta salinità, sia ceppi capaci di vivere in bacini con salinità bassa; ma durante il Messiniano, la chiusura quasi totale dello Stretto di Gibilterra portò ad una rapida evaporazione delle acque (crisi di salinità del Messiniano), che provocò l'estinzione di molte specie e un conseguente abbattimento della diversità genetica tra di esse. Delle specie mediterranee sopravvisse solamente *Posidonia oceanica*, che viene per questo definita un relitto paleomediterraneo.

Attualmente *Posidonia oceanica* (L.) Delile (subphylum Angiospermae, classe Monocothyledonae, ordine Potamogetonales, famiglia Posidoniaceae) è una delle cinque fanerogame marine più diffuse nel Mediterraneo. La sua distribuzione è nota per il 40% delle coste dell'intero bacino mediterraneo. È presente sia lungo le coste orientali che occidentali del bacino, con un areale di distribuzione di circa **38.000 km²** (Den Hartog, 1970; Boudouresque *et al.*, 1984; Semroud *et al.*, 1993). Forma una fascia pressoché continua lungo quasi tutte le sue coste (sebbene non si sviluppi mai in

prossimità di grandi fiumi), le uniche eccezioni riguardano parte delle coste del Mar Adriatico e gli estremi del bacino orientale e occidentale, dove diversi fattori (quali temperatura, torbidità e idrodinamismo) ne determinano l'assenza.

Nel bacino occidentale la distribuzione è nota per l'87% dell'estensione costiera. Le informazioni risultano abbastanza complete per la maggior parte delle coste della Spagna, della Francia, dell'Italia e della Tunisia ad eccezione dell'Algeria e la loro assenza è riscontrata per settori abbastanza limitati, come ad esempio alla foce dell'Ebro in Spagna, nella parte più orientale della Francia e lungo le coste del Marocco (Progetto MEDISEH, 2012).

Nel bacino orientale la distribuzione nota ammonta solo al 28% dell'estensione costiera. La sua presenza è stata segnalata nel Mar di Marmara, evidenziando un'elevata tollerabilità alle basse salinità, mentre risulta assente nella parte nord-occidentale del Mar Adriatico (a causa dell'aumento di torbidità originato dagli apporti sedimentari del fiume Po), in la Siria, in Libano, in Israele e in parte delle coste orientali dell'Egitto e della Turchia (per le diverse condizioni che si presentano nel Mar di Levante, come la riduzione di salinità originata dagli apporti del Nilo e le elevate temperature dell'acqua). Non è presente neanche nel mar Nero (Boudouresque e Meinez, 1982; Boudouresque *et al.*, 2008).

Essendo una pianta superiore *Posidonia oceanica* presenta radici, fusti e foglie. È una pianta rizomata, costituita cioè da un complesso sistema di fusti modificati in rizomi che possono svilupparsi sia parallelamente (rizomi plagiotropi) che perpendicolarmente al suolo (rizomi ortotropi). Sono fusti lignificati, che in media raggiungono lo spessore di 1cm e appaiono ricoperti di "squame", come si denominano i resti delle foglie cadute (Boudouresque *et al.*, 1984).

I rizomi plagiotropi crescono più velocemente dei rizomi ortotropi (3-4 cm/anno contro 0,5-1cm/anno) e si ramificano con maggiore frequenza. Questo perché i primi sono responsabili dell'espansione della prateria e dell'occupazione progressiva dello spazio, mentre i secondi evitano che la pianta sia sotterrata dalla sedimentazione. La crescita orizzontale dei rizomi prevale pertanto ai bordi delle praterie mentre lo

sviluppo verticale è più frequente nelle zone centrali. Sebbene i due tipi di rizomi abbiano caratteristiche differenti in lunghezza e velocità di accrescimento, tuttavia la loro differenziazione non è definitiva e l'asse di accrescimento può cambiare direzione a seconda dello spazio disponibile o del tasso di sedimentazione (Caye, 1980).

In ogni caso, col tempo l'accrescimento verticale dei rizomi determina un innalzamento del fondo marino e la formazione di un compatto intreccio di sedimento, rizomi e radici vecchie denominato *matte*, alla sommità della quale sono presenti i fasci viventi della fanerogama (Pérès e Picard, 1964).

La presenza della *matte* permette alla prateria di consolidarsi al substrato, di resistere all'azione del moto ondoso e di proteggere le coste dallo stesso.

La crescita della *matte* è rappresentata il risultato di due forze opposte: l'accrescimento verticale della pianta e l'accumulo dei sedimenti; se quest'ultimo è troppo rapido si può verificare un progressivo insabbiamento della pianta, fino alla morte per soffocamento delle parti vegetative, al contrario una sedimentazione scarsa, porta allo scalzamento dei rizomi con conseguente indebolimento della *matte* e progressiva distruzione della prateria (Boudouresque e Meisnez, 1982). In condizioni di equilibrio tra le due forze, la velocità di innalzamento della *matte* si stima intorno a 1 m/secolo (Boudouresque e Jeudy de Grissac, 1983).

Molto spesso, in seguito a un peggioramento delle condizioni ambientali che possono far degenerare e morire la pianta, la parte di foglie e fusti scompare, mentre la *matte* persiste con l'intreccio dei soli rizomi e radici morte e viene pertanto denominata "matte morta".

Le radici si accrescono dalla parte inferiore dei rizomi, sono piccole e robuste (normalmente non superano i 10-15 cm di lunghezza e i 2-4 mm di spessore) e si lignificano abbastanza rapidamente. Sono raggruppate in gruppi di 4-5 ma nelle zone di maggiore idrodinamismo il loro numero aumenta per consentire alla pianta di ancorarsi più saldamente al substrato.

Dalla parte terminale dei rizomi si sviluppano le foglie, raggruppandosi anch'esse come le radici in fasci di 5-8. Sono nastriformi, larghe circa 1cm e lunghe dai 20cm fin'anche 1m. Le foglie più giovani nascono al centro del fascio, che pertanto esternamente presenta le foglie più vecchie. Queste oltre ad essere più lunghe, sono di

un verde molto più intenso, spesso i loro apici sono lacerati dai morsi degli erbivori e la lamina fogliare è fortemente ricoperta da organismi epifiti (Giraud, 1977).

Sono foglie isolaterali, in grado cioè di effettuare la fotosintesi su entrambe le lamine, in modo che al piegarsi per l'azione del moto ondoso, siano sempre in grado di catturare la luce ed immagazzinare energia. Nel momento in cui cadono, le foglie si staccano all'altezza di una piccola linea detta ligula mentre i piccioli rimangono attaccati alla pianta a formare delle caratteristiche squame che con il tempo vanno ricoprendo il rizoma. I piccioli, o guaine basali, sono ricchi di lignina e molto resistenti. Il loro studio permette di misurare i cicli di produzione delle foglie, la velocità di crescita della pianta, la concentrazione delle sostanze inquinanti nel tempo, nonché la dinamica della formazione delle praterie.

Il ritmo di crescita e di produzione delle foglie non sembrano essere direttamente correlati a determinati fattori ambientali ma sono piuttosto il risultato di un ciclo interno, legato alla mobilitazione delle riserve immagazzinate nei rizomi. In generale tutto il materiale fogliare si rinnova in un anno (la longevità delle foglie va dai 4 agli 11 mesi) anche se nelle praterie più profonde le foglie possano rimanere attaccate alla pianta anche per più tempo (Buia *et al.*, 1992).

La produzione delle foglie nuove segue un andamento bimodale con valori alti in primavera e autunno (raggiungendo il picco massimo a settembre), un minimo estivo e una diminuzione invernale. Di solito le foglie che nascono in estate vivono meno tempo e sono più corte, mentre quelle autunnali sono più lunghe e longeve. Sembra pertanto che in autunno la pianta spenda le sue energie per la produzione di foglie nuove piuttosto che per la loro crescita, mentre in primavera si inverte questa tendenza.

In quanto monocotiledone spermatofita *Posidonia oceanica* si riproduce sessualmente tramite dei fiori ermafroditi raccolti in infiorescenze. Questo processo è però molto raro e predomina generalmente la riproduzione vegetativa attraverso l'accrescimento clonico dei rizomi. La riproduzione vegetativa assicura la propagazione della pianta che può così colonizzare nuovi ambienti. Questo processo viene detto "stolonizzazione" e si realizza sia con il distacco di rizomi terminali dal rizoma

parentale, per necrosi o a causa dell'idrodinamismo (Molinier e Picard, 1953), sia per divisione e allungamento dei rizomi.

Le infiorescenze sono formate da un lungo peduncolo (20-30 cm) al centro del fascio fogliare e sono presenti in genere dai 3 ai 5 fiori ermafroditi. L'altezza del fiore favorisce la dispersione del polline che, come nella maggior parte delle fanerogame marine, è lungo e filamentoso per favorire la fecondazione nel mezzo acquatico (Cinelli *et al.*, 1995).

I fiori appaiono in autunno (il periodo riproduttivo va da settembre a novembre) e probabilmente richiedono l'impiego di molta energia da parte della pianta, visto che si sviluppano in pochi giorni. Dopo la fecondazione, la maturazione del frutto dura circa 4 mesi e in primavera, una volta cresciuti hanno una forma sferica e un colore verde intenso (vengono chiamati per questo "olive di mare") e galleggiano in superficie un paio di giorni prima di lasciar cadere l'unico seme che contengono. Una volta sul fondo dal seme, se le condizioni ambientali sono favorevoli si sviluppa una piccola plantula che, se il substrato è in condizioni di idrodinamismo moderato, si ancora al fondale.

A differenza di altre piante, *Posidonia oceanica* manca di un periodo latente tra la caduta del seme e la crescita della pianta e tuttavia la riproduzione sessuale non è così frequente per questa specie, il cui successo riproduttivo sembra essere molto basso (Balestri *et al.*, 1998; Piazzì *et al.*, 1999). La fioritura e la fruttificazione di *Posidonia oceanica* sono state da sempre considerate eventi piuttosto rari, soprattutto nelle porzioni più settentrionali del Mediterraneo (Mazzella e Buia, 1991; Piazzì *et al.*, 1999). Tuttavia negli ultimi decenni si è assistito ad un aumento del numero di fioriture di *Posidonia oceanica* in tutto il bacino del Mediterraneo (Semroud, 1993; Tommasello *et al.*, 1994; Buia *et al.*, 2005), probabilmente conseguenza dell'aumento della temperatura (Balestri *et al.*, 1998). Tuttavia, sulla base delle poche osservazioni a disposizione, risulta difficile valutare l'importanza della riproduzione sessuata nell'insediamento e nel mantenimento delle praterie. È noto che il successo riproduttivo della specie mediante riproduzione sessuata sembra fortemente compromesso sia dall'enorme numero di semi che vanno incontro a degenerazione sia per gli erbivori che danneggiano una buona parte delle infiorescenze (Balestri *et al.*, 2003). In generale i dati sembrano indicare un ruolo prevalente della riproduzione vegetativa

nell'accrescimento delle praterie a *Posidonia oceanica* (Caye e Meinesz, 1984; Mazzella e Buia 1991; Meinesz *et al.*, 1993), che avviene per talea, tramite l'accrescimento dei rizomi che ne producono di nuovi. A conferma di questo fenomeno vi è inoltre la bassa variabilità genetica riscontrata in alcune praterie del Mediterraneo (Procaccini e Mazzella, 1998; Procaccini *et al.*, 1996; 2002; Serra *et al.*, 2010; Waycott *et al.*, 2006).

È stato stimato che in condizioni favorevoli riescano ad attecchire circa tre talee per ettaro all'anno (Boudouresque, 2006) e possono esserci intere praterie originatesi dalla moltiplicazione di un singolo clone. Talvolta alcuni talli isolati possono infatti arrivare a stabilizzarsi e a formare macchie di prateria in aree prive di vegetazione, tuttavia la vitalità ridotta dei talli rende questo fenomeno molto raro. Le stime effettuate sui tassi di reclutamento e sopravvivenza dei fasci hanno dimostrato che anche quando questi rari casi si verificano, la densità dei fasci è sempre molto bassa. Questo fattore è anche indice di una scarsa capacità di recupero da parte di praterie che si trovino in condizioni degradate.

In base a quanto affermato fin'ora, quando le condizioni ambientali sono favorevoli, *Posidonia oceanica* forma delle vere e proprie praterie sommerse, che si sviluppano dalla superficie fino a una profondità che varia tra i 30 e i 40 m (profondità massima registrata in Mediterraneo) a seconda della trasparenza dell'acqua, fattore che condiziona il rendimento fotosintetico della pianta. È in grado di crescere sia su substrati di tipo mobile (sabbia) che rocciosi ma in generale si è osservato che colonizzano i fondali rocciosi nelle zone più superficiali e soggette a forti mareggiate, mentre nelle grandi pianure sommerse o a profondità maggiori dove l'idrodinamismo è più limitato, si instaura soprattutto sui fondali sabbiosi. È una pianta stenoalina che non sopporta cioè grandi variazioni di salinità, non può vivere in acque con salinità inferiore al 33‰ o maggiore del 39‰ (Boudouresque *et al.*, 2006). Tollera invece grandi escursioni termiche potendo vivere tranquillamente dai 10 ai 28°C. La doppia modalità di crescita dei rizomi, consente alla pianta non solo di espandersi spazialmente ma anche di evitare, grazie alla crescita ortotropica, di essere interrata dai sedimenti. Mano a mano che lo spessore della matte aumenta (si sono stimati per un arco temporale di 30 anni, tassi di crescita pari a 0,3-1,5 cm/anno) la prateria si eleva rispetto al fondo

avvicinandosi alle zone più superficiali di maggiore idrodinamismo, fino a che non raggiungerà un punto di equilibrio tra l'erosione per azione del moto ondoso e la crescita della matte. In zone con idrodinamismo molto moderato, la prateria disponendosi parallelamente alla costa e a una certa distanza dalla stessa (50-100m), può dare origine ad una formazione chiamata "rècif frangeant". Continuando ad accrescersi verso il largo tale struttura può trasformarsi in una "rècif barrière" una vera e propria barriera di *Posidonia*, separata dalla costa da una laguna e le foglie della pianta possono arrivare in questo caso anche ad uscire dall'acqua (Ceccherelli e Campo 2002; Ceccherelli *et al.*, 2007; Milazzo e Baldamenti, 2002). Pertanto, a seconda dell'idrodinamismo, delle correnti, ma anche della temperatura dell'acqua, le praterie possono avere diverse tipologie morfostrutturali. Si distinguono: le praterie di pianura, praterie più o meno continue (interrotte talvolta da scalini di matte, canali inter-mattes o altre strutture erosive) che si sviluppano in zone con bassa o nulla pendenza del fondale; praterie a pan di zucchero, anche queste tipiche di zone pianeggianti in cui, a causa dell'eccessiva temperatura dell'acqua la prateria comincia a deteriorarsi, lasciando solo delle macchie circolari che accrescendosi verso l'alto danno origine a piccoli isolotti. Sempre di forma circolare, alle basse profondità le praterie possono avere una conformazione a microatollo, in cui *P. oceanica* muore al centro della macchia, mentre questa si sviluppa con rizomi plagiotropici nella parte periferica (Pasqualini *et al.*, 1995). Le praterie cosiddette tigrate e le praterie a scalinata, sebbene tipiche di due tipi di fondali differenti (mobili e poco profondi le prime, rocciosi le seconde) hanno una conformazione simile: fasce parallele di prateria sono alternate a strisce di matte morta o di substrato roccioso privo di *Posidonia*. Tale conformazione, che dall'alto appare "tigrata" è legata in entrambi i casi a una corrente di fondo in grado di erodere almeno parzialmente i rizomi.

Alle profondità maggiori le conformazioni più comuni sono quelle delle praterie di collina (in zone con forte idrodinamismo) in cui i rizomi hanno un accrescimento soprattutto ortotropo e generano colline di *Posidonia* circondate da sabbia; mentre in prossimità del limite inferiore sono comuni le praterie ondegianti, caratterizzate da strisce di praterie leggermente in rilievo separate tra loro da strisce di sabbia (sotto le quali è comune trovare matte morta).

Le praterie rivestono un ruolo così importante e multifunzionale nei sistemi litorali (Duarte, 2002) che *Posidonia oceanica* è definita “**ingegnere dell’ecosistema**” (engineerig species), ovvero specie che modula direttamente o indirettamente la disponibilità di risorse per le altre specie, provocando cambiamenti fisici nel materiale biotico o abiotico (Lawton, 1994); o anche “**specie chiave**” (key species) il cui impatto sul funzionamento dell’ecosistema è maggiore rispetto a quanto si potrebbe desumere dalla loro abbondanza (Bond, 2001). Le praterie infatti producono ossigeno, attenuano l’erosione delle coste e forniscono cibo e protezione per molti organismi alcuni dei quali di interesse economico (Larkum *et al.*, 1989; Jeudy de Grissac, 1984; Green e Short, 2003; Hemminga e Duarte, 2001; Romero *et al.*, 1992; Koch *et al.*, 2006).

L’efficacia della protezione offerta al litorale dalle praterie è dovuta tanto le foglie quanto ai rizomi, in quanto agiscono sulla riduzione del moto ondoso e nella stabilizzazione dei fondali. Le foglie non solo sono molto resistenti all’idrodinamismo grazie alla loro flessibilità, ma condizionano inoltre il flusso dell’acqua riducendo la velocità della corrente, dissipando l’energia e attenuando la turbolenza. Grazie alla presenza delle foglie, l’energia che arriva all’altezza del sedimento in una prateria è molto minore e la ri-sospensione delle particelle del sedimento sarà pertanto ridotta. Congiuntamente il complesso sistema di radici e rizomi favorisce la decantazione e la sedimentazione delle particelle, contribuendo considerevolmente alla fissazione dei sedimenti incoerenti e al mantenimento della trasparenza delle acque costiere (Boudouresque & Meinesez 1982).

Infine anche gli accumuli di foglie morte sulla spiaggia (“banquettes”) svolgono una funzione protettiva sul litorale, assorbendo l’energia che si libera in seguito all’impatto dell’onda e riducendo così l’azione erosiva del moto ondoso (Jeudy de Grissac *et al.*, 1984).

È stato dimostrato tramite l’uso di particelle marcate, che la risposensione di sedimento all’interno di una prateria è 3 volte inferiore rispetto ad una zona limitrofa priva di *Posidonia* (Boudouresque e Meinesez, 1982; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985). Le praterie sono quindi attraverso questi meccanismi, una sorta di filtro per le particelle in

sospensione nelle acque costiere, contribuendo attivamente al mantenimento della qualità e della trasparenza delle acque, nonché alla loro ossigenazione (si stima che 1 m² di prateria produca giornalmente da 4 a 20 litri di ossigeno -Bay, 1978-).

Secondo molti autori, la prateria di *P. oceanica* rappresenta il luogo con maggiore biomassa e produttività del Mediterraneo (Buia *et al.*, 1992; Boudouresque *et al.*, 1984; Ott., 1980; Wittman 1984). La grande quantità di sostanza organica prodotta fa sì che esse siano tra le più diversificate, complesse e produttive “stratocenosi” presenti lungo la fascia costiera di quasi tutti gli oceani ed i mari (Buia *et al.*, 2003). Là dove le condizioni ambientali sono favorevoli, sono considerate le comunità climax del piano infralitorale mediterraneo.

Queste Magnolifite oltre a produrre enormi quantità di materia vegetale, che funge da base per diverse reti trofiche (Mazzella *et al.*, 1992), forniscono un habitat favorevole a numerose specie animali e vegetali: dagli organismi epifiti che abitano tutti i “livelli” (foglie, rizomi e “matte”) delle praterie, agli erbivori, i carnivori e i detritivori. Questi ultimi possono abitare tra e su i rizomi, dentro la matte come organismi infossori o muoversi tra lo strato fogliare e quello basale solo per cercarvi alimento e rifugio (come fanno molte specie di pesci, cefalopodi e crostacei). Esiste quindi una serie diversificata di vie metaboliche strettamente interconnesse tra loro e a loro volta collegate ad altri habitat sia marini che terrestri (per esempio le banquettes costiere) (Heck *et al.*, 2008), per cui è lecito affermare che le praterie di *Posidonia oceanica* rappresentano un polo di biodiversità unico nel suo genere (Boudouresque e Meinesz, 1982; Fredj *et al.*, 1992 ; Francour, 1997 ; Boudouresque, 2004).

Lo strato fogliare costituisce un habitat superficiale e relativamente instabile (dato il tasso di rinnovo delle foglie), e le specie che vi abitano sono soggette a disturbi quali l'idrodinamismo e il pascolo delle specie erbivore. In questo strato si concentrano soprattutto le comunità epifitiche fotofile, composte da organismi sessili sia animali che vegetali (alghe, diatomee, microinvertebrati) di piccole dimensioni e dal ciclo vitale breve (come adattamento alla vita della foglia). Sono quindi comunità molto dinamiche, la composizione delle specie varia significativamente spostandosi dalla base all'apice della foglia (dovuto soprattutto alle differenze micro ambientali che

esistono lungo le foglie) e allo stesso modo anche la successione delle specie nel ricoprimento è ben definita. Per molte specie planctoniche lo strato fogliare è un filtro (così come lo è per le particelle di sedimento in sospensione lo è anche per gli organismi viventi) e molte larve, spore e propagoli portati dalle correnti si instaurano in questo modo sullo strato più superficiale della prateria. Sulle foglie si insediano specie considerate caratteristiche come *Hydrolithon lejolisii* e *Myrionema orbicolare*, mentre, le specie algali che si insediano sui rizomi sono tipiche di ambienti sciafili (Boudouresque *et al.*, 1981; Buia *et al.*, 1985, Cebrià *et al.*, 1999). Per questo motivo il numero di nicchie ecologiche che si instaura sui rizomi è molto variabile, a seconda dello spessore che è in grado di raggiungere la matte (anche i 4m). In questo contesto, un altro fattore che influenza molto il tipo di comunità presente, è la natura del substrato colonizzato da *Posidonia oceanica*. Nelle praterie instaurate su substrato sabbioso, i rizomi sono per lo più sotterrati e il popolamento animale è formato da tutte quelle specie tipiche dei fondali mobili. Viceversa sui fondali rocciosi i rizomi sono scoperti, producendo spesso un gran numero di anfratti nei quali si instaurano le specie sciafile tipiche dei substrati duri. In entrambi i casi, il vantaggio per una specie vagile di vivere in una prateria di *P. oceanica*, è dato dalla possibilità di rifugiarsi tra i rizomi durante le ore di inattività (solitamente le ore diurne, sebbene questo vari di specie in specie) e di spostarsi verso lo strato fogliare per alimentarsi. Oltre alle specie macroscopiche, esiste un gran numero di specie planctoniche che compiono giornalmente movimenti verticali nella colonna d'acqua: solitamente, nelle ore di luce le specie si trovano sospese nelle acque sovrastanti le praterie e durante la notte scendono al livello fogliare.

Le praterie di *Posidonia oceanica* costituiscono un habitat permanente per numerosissime specie, tra cui anche specie d'importanza commerciale e specie minacciate come *Pinna nobilis* (Coppa *et al.* 2010), ma per molte specie le praterie costituiscono anche solo un'area di riproduzione. È utile ricordare che le praterie di *P. oceanica* hanno una distribuzione batimetrica che va da 0 a 40m di profondità e pertanto la variabilità floristica e faunistica delle comunità dipenderà oltre che da quanto esposto fin'ora, dalla variabilità dei fattori biotici e abiotici (idrodinamismo, luce e temperatura) lungo questo gradiente. In generale comunque, oltre 400 specie diverse di

vegetali e migliaia di specie animali popolano le praterie, che rappresentano un polo di biodiversità unico nel suo genere (Boudouresque & Meinesez, 1982; Francour, 1997; Boudouresque, 2006).

Infine nell'ambito dell'attuazione della WFD 2000/60 tra i vari gruppi di organismi proposti come indicatori delle acque marine, compaiono alcune fanerogame che danno vita ad ecosistemi chiave per la fascia costiera (Hemminga e Duarte 2001), tra cui *Posidonia oceanica*.

Generalmente, l'importanza degli indicatori biologici per l'analisi e il monitoraggio di un corpo idrico risiede nel poterli utilizzare in modo pratico fornendo valori quantitativi, confrontabili attraverso un linguaggio universale.

Inoltre un buon bioindicatore deve essere in grado di:

- mantenere una memoria storica e spaziale dei fenomeni naturali e di perturbazione di un dato ecosistema;
- reagire non tanto ad un singolo fattore ma alla variazione della situazione ambientale nel suo complesso;
- esprimere un effetto cumulativo

Tra le varie fanerogame, *Posidonia oceanica* è stata considerata bioindicatore fitobentonico per l'eco-regione Mediterranea. Infatti oltre a possedere le caratteristiche appena descritte, è una specie molto sensibile all'eutrofizzazione e alla maggior parte dei contaminanti legati alle attività antropiche (Augier *et al.*, 1984; Ardizzone e Pelusi, 1984; Ceccherelli *et al.*, 2007; Guidetti e Fabiano, 2000; Holmer *et al.*, 2008; Lafabrie *et al.*, 2008; Leriche *et al.*, 2006; Meinesez e Laurent, 1978; Pérez *et al.*, 2008).

Dallo stato di conservazione di una prateria si possono infatti ricavare informazioni sulla qualità dell'ambiente e i suoi cambiamenti, quali:

- la **torbidità media delle acque**, indicata dalla posizione del limite inferiore e dalla densità media dei fasci;
- la **direzione delle correnti e l'intensità dell'idrodinamismo**, evidenziati dalle strutture erosive a carico della matte;
- il **tasso di sedimentazione**, testimoniato dalla velocità di crescita dei rizomi;
- la **diminuzione della salinità**, indicata dalla scomparsa della prateria;
- l'aumento di **materia organica e nutrienti**, evidenziati dagli epifiti delle foglie.

Grazie alla standardizzazione delle misure, le praterie forniscono per molti di questi descrittori, informazioni affidabili e riproducibili (Pergent *et al.* 1995), adempiendo perfettamente alla definizione data da Blandin nel 1986 di indicatore biologico: *"con una risposta a livello biochimico, citologico, fisiologico o ecologico, permette di caratterizzare, in modo pratico e sicuro, lo stato di un ecosistema e di evidenziare, il più precocemente possibile, le probabili alterazioni"*.

1.2.1 Le praterie di *P. oceanica* del Lazio: studi progressi e conoscenze attuali

Le praterie di *Posidonia oceanica* del Lazio si estendono in maniera pressoché continua dai confini con la regione Toscana fino al litorale di Sperlonga, e gli unici tratti di costa che non presentano praterie (se non con rarissimi fasci isolati) sono quelli compresi tra Palo e Torre Astura, tra Foce Verde e Sabaudia e tra Sperlonga e Formia.

Il quadro delle conoscenze riguardo le praterie in esame, comprende diversi studi effettuati a partire dal 1959. Le prime informazioni vengono riportate nelle Carte della pesca n.1, n.2 e n.3 del Ministero della Marina Mercantile (in scala 1:120.000) redatte da Fusco e pubblicate nel 1960. Nonostante le metodologie impiegate per la realizzazione fossero diverse (il lavoro mirava alla semplice conoscenza dei fondali per fornire informazioni utili ai pescatori), la cartografia rappresenta una prima visualizzazione delle caratteristiche dell'area, la natura dei fondali e l'estensione della praterie presenti.

Nel 1996 Ardizzone e Belluscio pubblicano ne "Il Mare del Lazio" uno studio sulle praterie di *P. oceanica* prospicienti le coste tirreniche, descrivendone la distribuzione geografica e la morfologia, la superficie occupata e le caratteristiche principali dello stato di salute (copertura, densità, presenza di matte morta).

Infine nel 2001 in una pubblicazione dell' ICRAM, Diviacco *et al.* riportano le cartografie aggiornate (eseguite tramite l'uso integrato di *Side Scan Sonar*, ROV e immersioni subacquee) delle praterie di *Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa* del Lazio. In questo lavoro sono riportate informazioni strutturali sulle praterie (tipologia di impianto, presenza di matte morta e scalini di matte) e vengono forniti importanti dati sulle biocenosi di fondi duri e mobili presenti nella zona (fino a 110m di profondità). L'insieme di dati sono stati restituiti graficamente su 14 carte, 7 in scala 1:10000 e 7 in scala 1:25000 e rappresentano ad oggi, la descrizione più recente dello stato di salute delle praterie laziali.

Esistono poi una serie di pubblicazioni tra il 1982 e il 1995 (Fig.2) nelle quali sebbene lo scopo non sia sempre la caratterizzazione delle praterie, vengono comunque riportate

nelle cartografie e nei testi allegati, la distribuzione e le descrizioni, delle praterie presenti nell'area in esame.

AUTORE E ANNO	ANNO DI RILEVAMENTO	AREA	SCALA	SISTEMA DI ACQUISIZIONE	POSIZIONAMENTO
Fusco 1930	1930	Lazio meridionale	1:100.000	Scandaglio a mano	Punti a terra
Fusco 1961	1960	Lazio	1:100.000	Scandaglio a mano	Punti a terra
Amministrazione provinciale di Latina 1982	1982	Capo circeo-Terracina	1:50.000	Immersioni	Punti a terra
Amministrazione provinciale di Latina 1983	1982	Terracina-Sperlonga	1:50.000	Immersioni	Punti a terra
Amministrazione provinciale di Latina 1984	1982	Torre Viola-Carigliano	1:50.000	Immersioni	Punti a terra
SNAM progetti 1991	1989-1990	Lazio	1:25.00-1:10.000	S.S.S., Transetti R.O.V	G.P.S
Ardizzone 1990	1990	Isole Pontine	1:30.000	Immersioni, Transetti R.O.V.	Loran C
ICRAM-BAU 1995	1995	Montalto di Castro	1:10.000	S.S.S, Transetti R.O.V	Loran C, punti a terra
Ardizzone 1996	1994	Lazio	1:100.000	Transetti R.O.V.	Punti a terra
CONISMA 1998	1994	Tor Paterno	1:25.000	S.S.S., Transetti R.O.V, Immersioni	G.P.S
Diviaco 2001	1989-1995	Lazio	1:25.00-1:10.000	S.S.S., Transetti R.O.V	G.P.S
ICRAM-BAU 2005	2005	Marina di Tarquinia	1:25.000	S.S.S., Transetti R.O.V, Immersioni	G.P.S
Ardizzone 2006	2006	Isole di Ventotene e Santo Stefano	1:10.000	S.S.S., Multi beam, Transetti R.O.V	G.P.S
Ardizzone 2006	2006	Capo circeo-Sperlonga	1:25.000	S.S.S., TRANSETTI R.O.V, Immersioni	G.P.S

Fig.1.2 Cartografie presenti in letteratura riportanti la distribuzione di praterie di *P. oceanica* del Lazio

1.3.1 Le praterie del Lazio settentrionale

La costa settentrionale del Lazio è caratterizzata dalla presenza quasi continua di *P. oceanica* dal confine con la Toscana fino a Civitavecchia, sebbene siano interrotte in più punti a causa dei numerosi apporti fluviali e in parte come conseguenza della costruzione di opere costiere (Diviaco *et. al.*, 2001; Ardizzone e Belluscio, 1996). La loro distribuzione viene rappresentata per la prima volta nella carta di pesca n°1 di Fusco (1960) che ne individua i limiti e le interruzioni (identificate spesso come “canali”) (Fig.3).

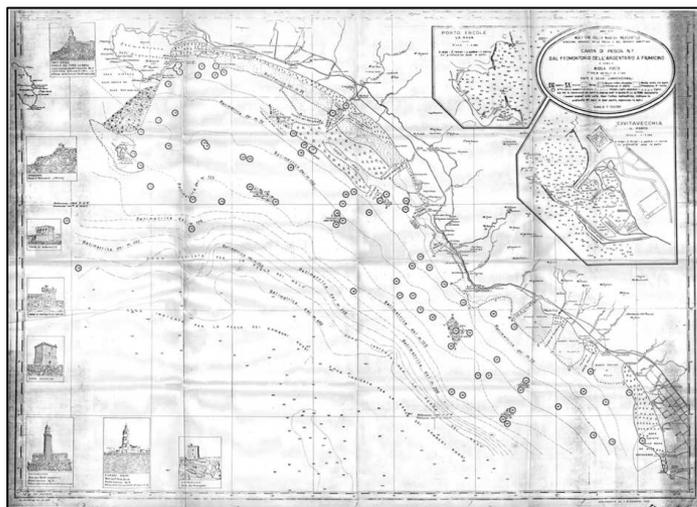


Fig.1.3 Carta di pesca n°1, Fusco, 1960

Nella porzione più a Nord del territorio fino alla foce del fiume Fiora, Fusco (1960) indica la presenza di roccia mista ad alghe (con il termine alghe venivano indicate su tali carte le praterie di fanerogame marine, Diviacco *et. al.*, 2001) che si estende in maniera continua fino al canale di Montalto (in corrispondenza del paleoalveo) e fino a 25m di profondità.

Ardizzone e Belluscio (1996) individuano nel tratto di costa compreso tra la foce del Fiume Tafone e la foce del Fiora, la presenza di una prateria estremamente degradata e caratterizzata dalla presenza di ampie zone di matte e catini di sedimento fine tra la *Posidonia*.

Diviacco *et. al.* (2001) confermano una condizione di degrado per questa prateria che si sviluppa su un substrato mobile e presenta chiari segni di impatto legati alla attività antropica. Il limite superiore viene individuato tra i 10 e 12 m, con *Posidonia* che si sviluppa principalmente su matte con una copertura stimata del 75%. Al crescere della profondità "Posidonia su matte" viene progressivamente sostituita da un mosaico di *Posidonia* viva e matte morta, ed intorno ai 22m di profondità si individua il limite inferiore della prateria.

Proseguendo verso Sud fino alla foce Mignone, i fondali sono più articolati e le praterie sono intervallate da zone sabbiose e rocce organogene.

Nella zona antistante Montalto Marina Fusco (1960) descrive un'area a chiazze circondata dai canali di Capannelle (a Nord) e il Canale delle Sposine (Sud-Est).

Ardizzone e Belluscio (1996) descrivono il fondale a Nord della foce dell'Arrone come un mosaico di "matte", sabbia e roccia bassa di natura organogena sul quale si intervallano già intorno agli 11m di profondità macchie *P. oceanicarada* sia su matte che su sabbia (con copertura variabile tra il 30 e il 40%). Vengono individuate poi a largo di Punta Morelle, un'altra serie di formazioni rocciose separate dalle precedenti da una stretta striscia di sabbia. Anche qui sono presenti intorno i 15 metri, affioramenti rocciosi di natura organogena, piuttosto articolati, assieme ad ampie zone di "matte" morta e rade macchie di *Posidonia*. Tuttavia il fondale mostra una alternanza di "matte" morta di *Posidonia* fino circa 20m di profondità.

Anche Diviaco *et. al* (2001) individuano in questa zona una piccola prateria di circa 20 ettari che viene descritta come “isole di mosaico di *P. oceanica* viva e morta in una zona di circa 1 Km di estensione tra i 12 e i 18 m”.

Nei pressi della foce del torrente Arrone Fusco (1960) segnala la presenza di roccia mista con alghe e individuando l'interruzione della prateria in corrispondenza del Canale della Marta.

Ardizzone e Belluscio (1996) descrivono anche in questa zona un fondale caratterizzato da un mosaico di sabbia, roccia organogena e macchie di *Posidonia*. Oltre i 10 m la *Posidonia* mostra una copertura che arriva raramente al 50%, sempre intervallata a basse e isolate formazioni rocciose. A nord del fiume Marta, tali autori riscontrano invece un fondale prevalentemente sabbioso, con radi ciuffi di *Posidonia* su matte e matte morta insabbiata e alternata a roccia alta ed articolata.

Diviaco *et. al* (2001) individuano una prateria di circa 2.2200 ettari, piuttosto degradata sia sul substrato roccioso che nelle zone di matte, ma a seconda del substrato d'impianto la densità della prateria risulta più o meno elevata. Il limite superiore viene individuato intorno a 5-7 m di profondità mentre quello inferiore, caratterizzato dalla presenza di matte morta infangata con alghe e canali “intermatte”, intorno ai 20 m. Per tutta la sua estensione la prateria è caratterizzata da zone di erosione che spesso formano dei canali sabbiosi di notevole ampiezza e con andamento pressoché perpendicolare alla linea di costa, il più esteso dei quali ha provocato ha determinato l'interruzione della prateria in corrispondenza del Torrente Arrone.

In corrispondenza di Marina di Tarquinia Fusco (1960) osserva ancora una volta una zona di roccia mista ad alghe la cui estensione è molto simile a quella riportata da Diviaco *et. al* (2001). Anche Ardizzone e Belluscio (1996) descrivono un fondale prevalentemente roccioso con articolate formazioni di origine organogena dall'aspetto mammellonare intorno i 15 m, inoltre individuano in corrispondenza della foce del fiume Mignone un fondale prevalentemente sabbioso in cui *Posidonia* presenta una copertura del 20-30%.

Diviaco *et. al* (2001) confermano le osservazioni di Ardizzone e Belluscio (1996), sebbene segnalino una maggiore presenza di roccia in corrispondenza del limite superiore, individuato intorno i 5-7m, sebbene si allontanano dalla costa nella zona delle

saline. Gli Autori indicano un generale stato di degrado per questa prateria, soprattutto oltre i 20m di profondità in cui una zona di mosaico di *Posidonia* viva e matte morta, lascia il posto ad estese aree di matte morta, indice di un importante fenomeno di regressione ai danni del margine inferiore.

Infine nella zona compresa tra Bagni di S.Agostino e Torre Valdaliga Fusco (1960) segnala una prateria molto estesa sia verso Nord che verso il largo, situazione che invece non viene confermata dai successivi lavori. Ardizzone e Belluscio (1996) segnalano tra la foce del fiume Mignone e Civitavecchia la presenza di macchie di *Posidonia* più o meno grandi sia in catini di sabbia che su roccia, con un popolamento bentonico di fondi duri ascrivibile talvolta al Precoralligeno. Diviacco *et. al* (2001) descrivono una prateria di circa 500 ettari che si sviluppa prevalentemente su substrati duri dalla costa fino al limite inferiore intorno ai 20 m di profondità, caratterizzata da una bassa densità sia sottocosta che più a largo.

1.3.2 Le praterie del Lazio centrale

Nel tratto di litorale compreso tra Punta Pecoraro (Civitavecchia) e Palo (Ladispoli) sono presenti 4 praterie che si sviluppano principalmente su substrati rocciosi.

Anche qui Fusco (1960) ne rappresenta la distribuzione nella carta di pesca n°1, ed indica una fascia continua di *Posidonia* che da Civitavecchia si estende fino a S. Severa e che si ingrandisce particolarmente verso il largo in corrispondenza di S. Marinella.

Ardizzone e Belluscio (1996) hanno effettuato in quest'area ispezioni per transetti tramite telecamere subacquee filoguidate e descrivono la presenza di basse formazioni rocciose tra abbondante "matte" morta. In particolare da Civitavecchia e fino a Capo Linaro i fondali vengono descritti come prevalentemente rocciosi con macchie di *Posidonia* presenti per lo più su roccia fino a 10 m (con copertura inferiore al 10 %) e in catini o buche di sabbia oltre questa profondità, con una copertura raggiunge il 30-40%. Oltre i 12m di profondità e fino a circa 29 m il fondale viene descritto degradato e ancora con roccia.

Diviacco *et. al* (2001) descrivono una prateria generalmente rada che si estende con uno spessore variabile da 300 a 700 m, lunga circa 10,5 Km che diventa più ampia in

corrispondenza di Santa Marinella, in corrispondenza di una ampia fascia sabbiosa. La prateria si estende per tutta la sua estensione su substrato roccioso, ad eccezione di alcune zone di limitata estensione ai confini col fondale sabbioso, in cui sono presenti *P. oceanica* su matte alternata a chiazze di matte morta. In generale vien descritta una presenza di *P. oceanica* su matte morta o a ciuffi sparsi attorno alle formazioni rocciose, soprattutto in corrispondenza del limite inferiore che segue l'andamento delle isobate dei 20 m, tranne in corrispondenza di Capo Linaro, dove viene ubicato intorno ai 30m di profondità.

Tra S. Severa e Macchiatonda Ardizzone e Belluscio (1996) descrivono un fondale caratterizzato (tra i 12 e i 20-21m di profondità) da un'alternarsi di ampi tratti di matte morta, basse formazioni rocciose e fasci isolati o piccole macchie di *Posidonia*. *Posidonia* su matte viene descritta in questa zona come piuttosto compatta e non molto erosa, da canali intermatte e catini di sabbia (vengono segnalati solo alcuni scalini di matte intorno ai 15m). Proseguendo verso sud in corrispondenza della località Grottini viene descritta un'acqua estremamente torbida a tutte le profondità e la presenza di formazioni rocciose molto articolate sia come sviluppo verticale che in senso orizzontale, con alternanza di canali e catini di sabbia. Rari fasci di *Posidonia* e chiazze di matte morta vengono riscontrate intorno al fondale roccioso (intorno a 7-8 metri di profondità) in cui la copertura non è mai superiore al 10. Andando verso il largo, il fondale degrada con un mosaico di "matte" morta, *Posidonia* viva, catini di sedimento grossolano e sabbia più fine, e intorno i 19 m sono presenti solamente isolati fasci su matte morta e sabbia. Infine le secche di Macchia Tonda vengono descritte ancora più articolate e ricche di formazioni rocciose di origine organogena che partono dai primissimi metri di profondità e si spingono fino ad una ventina di metri. *P. oceanica* è viene segnalata intorno 7-8 m sia sulla roccia che nei canali di sabbia, ed intorno ai 10 m viene segnalata la presenza di matte morta.

Diviacco *et. al* (2001) identifica una conformazione di due distinte praterie caratterizzate dall'alternarsi di un mosaico di *Posidonia* su matte e matte morta e da aree con impianto su roccia con basse coperture. Il limite superiore viene localizzato ad una profondità compresa tra 6 e 10 m abbastanza prossimo alla costa e i valori

copertura vengono stimati intorno al 40-50%. Per il limite inferiore viene indicata una profondità media di 20m (segue l'andamento dell'isobata) caratterizzato spesso (soprattutto nella zona compresa tra Rio Fiume e Santa Severa) dall'alternanza di banchi rocciosi con concrezionamento organogeno e matte morta ricoperta da sedimento fine con poche alghe sparse.

1.3.3 Le praterie del Lazio meridionale e delle isole Pontine

Per quanto riguarda la distribuzione delle praterie di *P. oceanica*, la costa meridionale del Lazio si differenzia notevolmente dalle precedenti, il fondale presenta una netta prevalenza di substrati sabbiosi rispetto a quelli rocciosi e si riscontrano ampie praterie anche se in parte frammentate e caratterizzate da fenomeni regressivi.

Nei fondali antistanti Torre Astura osservazioni del 1979 (riportate da Ardizzone e Belluscio,1996) descrivono una prateria di *P. oceanica* su matte dall'aspetto compatto e a densità piuttosto elevata intorno i 15 m, meno compatta per la presenza di ampie zone di erosione intorno i 20 m e a chiazze fino a 31-32 m di profondità. Alcune aree di questa prateria presentano già in questi anni segni di avanzato stato di regressione mentre in altre sono presenti strutture rocciose, sulle quali spesso è presente *Posidonia*. Diviacco *et al.* (2001) descrive una prateria che si estende su un substrato vario con prevalenza di fondo duro alternato a porzioni di prateria su matte, matte morta e radure sabbiose (al centro della prateria in prossimità dell'isobata dei 20m). La prateria si estende davanti al tratto costiero che comprende, da ovest a est, la pineta di Torre Astura, il Quartaccio, il fiume Astura e il Fosso Mascarello. In questa'area la prateria viene descritta come più frammentata, per un aumento delle radure sabbiose che aumentano via via di numero fino a che la prateria non si risolve in piccoli "isolotti" di *P. oceanica* su matte. Per tutta la lunghezza della prateria dall'isobata dei 20 m ed oltre, viene registrata la presenza di un mosaico di matte morta e *P. oceanica* che raggiunge in alcuni punti uno spessore pari a 1,3 Km. Il limite inferiore (di tipo progressivo) viene individuato intorno ai 35 m dal confine inferiore di una striscia di matte morta che degrada verso est in una serie di piccoli isolotti.

Nella porzione di litorale antistante i laghi di Fogliano, Monaci e Caprolace viene segnalata la presenza di una prateria dalla forma triangolare, più ristretta in corrispondenza del lago di Caprolace, che già nel 1960 appare in parte degradata. Nel 1980 gli Autori attribuiscono tale degrado per lo più all'azione meccanica delle reti a strascico che illegalmente operavano nell'area (AMM. PROV. LATINA, 1981; 1985). Ardizzone e Belluscio nel 1996 descrivono una prateria "a macchie sparse" ed individuano segni di regressione intorno ai 16-18 m di profondità.

Diviacco *et al.* (2001) descrive una prateria in cui sebbene l'estensione di *Posidonia* su matte sia abbastanza cospicua, essa appare rada, spesso alternata a scalini di matte morta o canali di erosione e con bassi valori di densità. Viene presupposta una precedente unione tra questa prateria e quella di Torre Astura, attribuita proprio alla situazione di frammentazione riscontrata presso il suo confine occidentale. Il suo limite superiore viene registrato intorno a 13 metri ad ovest, mentre ad est raggiunge i 22-23m (laddove la prateria si restringe). Allo stesso modo il limite inferiore (con un andamento a tratti regolare e a tratti irregolare) è ubicato ad ovest intorno ai 22-25m e ad est intorno ai 27 m di profondità.

Nei fondali compresi tra Caprolace e il promontorio del Circeo non si registra la presenza di *P. oceanica*, ma in corrispondenza dello stesso e fino alla foce di Lago Lungo, sono presenti tre distinte praterie che si estendono prevalentemente su substrato mobile e che in passato venivano identificate come un'unica grande prateria (Fusco, 1960). Nelle osservazioni del 1981 (riportate da Ardizzone e Belluscio, 1996) in questa prateria venivano descritte 3 zone a maggiore densità (più di 150 fasci mq) in corrispondenza di S. Felice, della foce del fiume Sisto e tra Terracina e Torre Canneto, circondate da aree con *Posidonia* a densità minore (tra 50 e 150 fasci mq) (Fig.4).

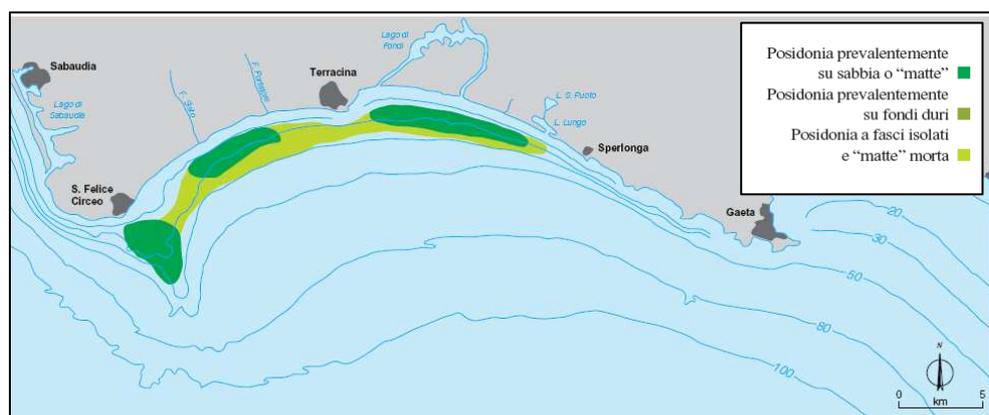


Fig.1.4 La prateria tra S. Felice Circeo e Sperlonga, Il mare del Lazio, 1996

In lavori successivi (Amm. Prov. Latina, 1982; Ardizzone e Migliuolo, 1982) gli Autori individuano il limite delle praterie intorno ai 22-24 m e descrivono per tutta la fascia circostante, una condizione di semi-prateria con densità inferiore a 50 fasci mq e con ampie zone di matte morte.

Nella più recente analisi di Diviacco *et al.* (2001) vengono descritte tre distinte praterie ormai del tutto separate: in corrispondenza di S.Felice Circeo, Terracina e Sperlonga. La prateria del Circeo, caratterizzata da una forma allungata che si restringe ai lati mano a mano aumenta la profondità, viene descritta impiantata prevalentemente su matte, tranne in alcune zone come quella antistante Torre Cervia, in cui si evidenzia la presenza di un fondale roccioso circondato da mosaico di *P. oceanicaviva* e matte morte. Il limite superiore è individuato tra i 5 e i 17 m di profondità ed è caratterizzato secondo gli Autori dalla presenza di matte morte con gradini di erosione nella zona più orientale della prateria. La parte centrale della prateria è caratterizzata da *Posidonia* su matte che si estende fino a circa 34 m, profondità intorno alla quale si descrive un'estesa porzione di mosaico di *P. oceanicaviva* e matte morte che precede una seconda fascia di sola matte morte.

Le isole Pontine non vengono descritte nel lavoro di Diviacco *et al.* (2001), tuttavia ne esiste una approfondita caratterizzazione grazie ai lavori di Ardizzone e Belluscio del 1992, del 1996 e del 2006, che in generale descrivono una condizione di salute ottimale per tutte le praterie delle isole Pontine.

In particolare per l'isola di **Ponza** viene descritta una prateria che la circonda per quasi tutto il suo perimetro, tranne zona antistante Cala Chiaia di Luna, in maniera pressoché continua. Tali praterie si sviluppano su fondali piuttosto ripidi con profondità elevate a breve distanza dalla costa e pertanto presentano un'estensione limitata. Il limite inferiore, in corrispondenza del quale viene segnalata la presenza di matte morte, è indicato ad una profondità media 38-40 m.

L'isola di **Palmarola** presenta ampie praterie su roccia lungo i versanti sud-occidentale (secca di Mezzogiorno) e nord-occidentale (Punta Tramontana) e praterie di minor estensione, lungo i fondali del versante orientale, che vengono indicate sia su sabbia che su matte. Il margine inferiore delle praterie è posto normalmente intorno i 38 m.

Così come Ponza, anche l'isola di **Zannone** appare quasi completamente circondata da una fascia di *Posidonia*, ed anche in questo caso si descrivono fondali molto ripidi. Il limite inferiore della prateria è posto intorno i 37-38 m e la matte morta è segnalata ad una profondità di circa 40 m. Il fondale roccioso che unisce l'isola di Gavi a Zannone presenta *Posidonia* con un alto ricoprimento.

Quasi tutto il versante sudoccidentale di **Ventotene** presenta *Posidonia* su roccia fino a circa 16 m e su sabbia o matte fino a 36-37 m. Il fondale viene descritto come estremamente eterogeneo: il versante settentrionale dell'isola (Punta Eolo) è descritto come caratterizzato da una ampia prateria di *Posidonia* su fondali mobili sebbene siano presenti anche alcune rocce, mentre sul versante meridionale (Punta dell'Arco) predomina una prateria prevalentemente su roccia.

Una ampia prateria di *Posidonia* è presente anche sul fondale che unisce l'isola di Ventotene a **S. Stefano**. Per quest'ultima, con i suoi ripidissimi fondali rocciosi, vengono descritte praterie dalle ridotte estensioni ma con un limite inferiore che spesso raggiunge i 40-41 metri di profondità.

1.3 Disturbi naturali ed antropici: fattori che influenzano la regressione delle praterie

Le praterie di *P. oceanica* ricoprono un ruolo fondamentale negli equilibri ecologici e fisici del sistema costiero (grazie al mantenimento della qualità delle acque e alla stabilizzazione della linea di riva e quindi delle spiagge che proteggono dall'erosione), tanto da essere considerate a livello mondiale tra gli ecosistemi dal valore economico più elevato (19.000\$ per ettaro/anno), 10 volte maggiore rispetto a quello delle foreste tropicali e 3 volte maggiore rispetto alle barriere coralline (Costanza *et al.*, 1997). La loro scomparsa o alterazione provoca effetti a catena su una grandissima varietà di organismi, apportando dei danni oltre che ecologici anche economici, come è avvenuto ad esempio nel Golfo di Gabes, caratterizzato negli ultimi cinquanta anni da una forte riduzione delle praterie di *P. oceanica*, con conseguenti danni economici nei settori della pesca e del turismo (Boudouresque *et al.*, 2008).

Diversi sono i tipi di impatti che causano il declino e la regressione delle praterie e sono sia di origine naturale che antropica (Short e Willy-Echeverria, 1996; Ruiz e Romero, 2003; González-Correa *et al.*, 2005; Montefalcone *et al.*, 2008; Montefalcone *et al.*, 2010). Le caratteristiche di tali disturbi sono l'intensità, la durata e la frequenza, ed è la loro combinazione a determinare l'entità del danno.

I disturbi naturali si identificano generalmente come disastri (si verificano abbastanza frequentemente con notevole durata e intensità, così da poter essere considerati una ragionevole ricorrenza nell'ambito dei cicli vitali di una specie) oppure come catastrofi (avvengono abbastanza raramente cosicché colgono le comunità impreparate con effetti devastanti e non selettivi). Al termine di questi eventi estremi, gli ecosistemi possono ripristinarsi (se le caratteristiche ecologiche ritornano simili a quelle precedenti) oppure, se il danno è veramente forte ed esteso, il sistema non si riforma e viene sostituito da un altro sistema caratterizzato da nuove specie strutturanti.

I disturbi di origine antropica possono invece essere di tipo acuto (caratterizzati dall'insorgere improvviso della perturbazione, con un'impennata nell'intensità e di breve durata) oppure cronico (perturbazioni di lunga durata o ricorrenti frequentemente, ma non troppo intense).

A partire dalla fine degli anni '50 nella maggior parte delle zone costiere del Mediterraneo, l'aumento dell'urbanizzazione e dell'abusivismo edilizio, la costruzione di infrastrutture di trasporto quali strade e ferrovie e in generale lo sviluppo dell'agricoltura, dalla pesca e dall'industria; hanno portato ad rapido incremento degli impatti sulle zone costiere in generale e sulle praterie di fanerogame in particolare. Tali impatti agendo singolarmente o in sinergia hanno provocato e provocano tutt'oggi danni spesso irreversibili, ai quali le specie non sa contrastare in modo adeguato. Essi danneggiano le praterie sia indirettamente (come la costruzione lungo costa, gli scarichi di acque reflue, il ripascimento delle spiagge o gli impianti di acqua coltura), che direttamente (come la pesca a strascico, gli ancoraggi, la posa dei cavi e la maricoltura).

Principali conseguenze per la pianta sono una diminuzione sia della copertura (percentuale di superficie di fondo marino ricoperta dalla pianta) che della densità (numero di fasci fogliari/m²), nonché uno spostamento dei margini superiore ed inferiore. Tutti questi fattori vengono indicati più generalmente con il termine di regressione e, nonostante le normative vigenti, da oltre 30 anni molti studi descrivono per la maggior parte delle praterie del Mediterraneo, una serie di fenomeni di regressione in atto (Gacia e Duarte, 2001).

Tra i disturbi di origine antropica più influenti sulle praterie di *P. oceanicaricordiamo*:

- La **realizzazione di opere costiere**, come dighe, terrapieni e porti, che modificano il regime idrodinamico costiero influenzando i processi sedimentari che determinano erosione o deposito (Astier, 1984). Agli impatti diretti quali l'aumento dei tassi di sedimentazione (e conseguente ricoprimento della pianta), si devono aggiungere gli impatti indiretti come l'emissione nelle acque costiere di scarichi urbani che oltre a contenere spesso sostanze altamente inquinanti come i detersivi, creano una

condizione di elevata torbidità, dovuta sia all'aumento delle particelle in sospensione, che al massiccio sviluppo di organismi fitoplanctonici.

In questa categoria di impatti rientrano anche le opere di **ripascimento** lungo costa, che determinano un apporto temporaneo o un'alterazione permanente della dinamica sedimentaria originale. Il risultato è l'aumento della torbidità delle acque e la conseguente diminuzione dell'intensità luminosa che arriva allo strato fogliare. Ciò influisce direttamente sulla possibilità di fotosintesi della pianta e provoca un'immediata alterazione dello stato di salute dell'intera prateria, arrestando o diminuendo la sua crescita. Se il tasso di ricoprimento supera i 5-7 cm/anno la pianta muore (Boudouresque *et al.*, 1984), se il tasso è nullo o negativo i rizomi si scalgano e diventano sensibili alla rottura (Boudouresque & Jeudy de Grissac, 1983).

Inoltre durante la costruzione di porti e terrapieni si possono generare nuvole di torbida che oltre a ridurre la trasparenza delle acque, rimettendo in sospensione la parte più fine depositata dalle mareggiate, diminuisce la trasparenza a lungo termine (Charbonnel, 1993).

L'immissione di idrocarburi, provoca un effetto molto simile: essi formano un sottile film sulla superficie dell'acqua ostacolando la penetrazione della luce e depositandosi sulle foglie, ne riducono gli scambi gassosi con conseguente soffocamento delle piante.

- **L'apporto dei fiumi costieri** che a causa dell'alterazione degli alvei fluviali da parte dell'uomo, può avere un impatto negativo sulle praterie di *P. oceanica*. La costruzione di dighe lungo i corsi d'acqua (che ha come conseguenza la diminuzione del contenuto di sedimenti, responsabile dello scalzamento dei rizomi) e la regimazione dei corsi d'acqua (che può anche modificare le caratteristiche granulometriche dei sedimenti trasportati, a vantaggio della sezione più fine), possono infatti provocare un aumento dei livelli di torbidità a valle, con conseguente riduzione dell'attività fotosintetica della prateria (Tunesi *et al.* 2001).

- Gli **scarichi di acque reflue**, che possono aumentare il contenuto nelle acque costiere di particelle in sospensione, nutrienti e materia organica. La principale conseguenza è una diminuzione della trasparenza delle acque, che ha un effetto diretto sulla prateria, determinando inizialmente una riduzione della densità/ricoprimento e in seguito una

risalita del limite inferiore (Ruiz & Romero 2001). Gli scarichi antropici inoltre, trasportano una grande quantità di contaminanti, tra cui idrocarburi, pesticidi, detergenti, erbicidi, metalli pesanti e componenti di vernici “anti-fouling”, che nel complesso riducono la vitalità della prateria. I nutrienti determinano un proliferazione di epifiti con una riduzione della crescita fogliare e della densità dei fasci (Pergent & Pergent-Martini 1995; Pergent-Martini *et al.* 1996).

- Gli **impianti di acquacoltura** e in particolare quelli che utilizzano gabbie galleggianti, hanno una forte azione impattante per l’aumento del carico organico nell’acqua e nei sedimenti, favorendo anch’essi la copertura epifita e l’attenuazione dell’intensità luminosa (Cancemi *et al.*, 2003; Holmer *et al.*, 2008; Pérez *et al.*, 2008).

- I **danni meccanici**, che occupano un ruolo molto importante tra le cause di regressione delle praterie di *P. oceanica*. I danni maggiori e più diffusi sono in genere provocati dagli ancoraggi in zone altamente frequentate dai diportisti (Ceccherelli e Campo, 2002; Ceccherelli *et al.*, 2007; Montefalcone *et al.*, 2009) e la pesca con attrezzi distruttivi quali le reti a strascico (Ardizzone *et al.*, 1984). Tipologie diverse di ancore possono provocare danni di diversa entità (Milazzo *et al.*, 2002), suggerendo quindi l’importanza di una adeguata regolamentazione degli ancoraggi nelle zone costiere in cui cresce la fanerogama.

Le attività di pesca svolte mediante l’uso di attrezzi da traino, raschiano ed arano le praterie provocando lo scalzamento di intere zolle di matte, che resa più debole può essere facilmente danneggiata dalle correnti sottomarine. I danni causati da questi strumenti sono legati alle loro caratteristiche (Kaiser, 1998). La rete a strascico ha infatti un impatto dovuto non solo alla “lima dei piombi” che strappa i fasci (Ardizzone & Pelusi 1984), ma anche ai divergenti che possono scavare solchi profondi (Paillard *et al.*, 1993). Lo strascico apre canali intermatte nelle praterie, profonde “cicatrici” che favoriscono i fenomeni erosivi causati dalle correnti e dalla messa in sospensione di sedimenti prima intrappolati nella matte. La ricolonizzazione di queste aree è molto lenta, risultando parziale anche dopo 50 anni (Meinsez & Lefèvre, 1984).

- Altre alterazioni indirettamente legate alle attività umane sono rappresentate dall’introduzione di **specie alloctone**. E’ il caso recente dell’ “invasione” di specie algali del genere *Caulerpa*, *Caulerpa taxifolia* e *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, alghe

tropicali con una crescita rapidissima. Queste specie possono competere con le fanerogame per il substrato (Ceccherelli *et al.*, 2000; Piazzì *et al.*, 2001; Ceccherelli *et al.*, 2002).

Molto probabilmente ciò che innesca il processo di regressione delle praterie è l'effetto sinergico di tutti i fattori ora considerati. Pertanto la loro durata e la frequenza, in un sistema come le praterie di *Posidonia oceanica* con tassi di accrescimento vegetativo molto bassi (pari a 0,01 ettari per anno, esenti da disturbo) e una riproduzione sessuale rara, sono di importanza basilare nel determinare il tipo di risposta, la sua capacità di contrastare il disturbo nonché infine quella di resilienza.

In generale si può affermare che le praterie di *Posidonia oceanica* hanno cominciato a regredire nel corso del ventesimo secolo, soprattutto dagli anni '50 a questa parte, in particolare in corrispondenza dei grandi centri urbani e portuali (Pèrés & Picard, 1975; Boudouresque 2009; Boudouresque & Meinsez, 1982). Molinier & Picard nel loro lavoro fondamentale sulle praterie di *Posidonia*, avevano già segnalato questa tendenza alla regressione nel 1952. Essi hanno formulato l'ipotesi che fosse dovuta, almeno in parte, ad un disadattamento della pianta alle condizioni attuali del Mar Mediterraneo. L'ipotesi si basava su due elementi:

- 1- la rarità delle fioriture e fruttificazioni della pianta, soprattutto nel Mediterraneo nord-occidentale;
- 2- l'invecchiamento degli individui, desunto dallo spessore della matte, che lascia supporre una longevità di alcuni millenni.

In realtà le fioriture e le fruttificazioni non sono così rare come si credeva, ad eccezione del Golfo del Leone. Inoltre il successo riproduttivo di una pianta molto longeva e K-stratega (Mac Arthur & Wilson, 1967), non richiede una riproduzione annuale. Peraltro il riscaldamento attuale del Mediterraneo, se da una parte sfavorisce *P. oceanica* nel settore orientale, dovrebbe invece favorirla nel settore nord-occidentale, dove le basse temperature costituiscono un fattore limitante.

Da anni esistono varie convenzioni internazionali (Convenzione di Barcellona, 1976; Convenzione di Berna, 1979; Rete Natura 2000) e nazionali che cercano di limitare l'effetto di quelle attività antropiche ritenute principali fattori di disturbo per le praterie. In particolare *Posidonia oceanica* proprio per le caratteristiche descritte, è stata inserita nell'allegato A della Direttiva Habitat (92/43/CEE) in cui vengono riportati gli habitat d'interesse comunitario che necessitano di salvaguardia.

1.4 Obiettivi del lavoro

Il presente progetto di ricerca ha come obiettivo lo studio dell'evoluzione temporale e dei meccanismi di regressione e di frammentazione, degli habitat a *Posidonia* presenti lungo le coste Laziali. Fine ultimo del progetto è quello di applicare alcune tecniche di analisi della *landscape ecology* comunemente utilizzati nello studio degli ambienti terrestri, alle praterie oggetto di studio.

Per raggiungere tale scopo il lavoro è stato organizzato in tre *steps* gerarchici:

OBIETTIVO 1: Caratterizzazione dello stato di conservazione delle praterie di *Posidonia oceanica* del Lazio attraverso la creazione di una cartografia di dettaglio.

La rappresentazione cartografica della distribuzione delle praterie di *P. oceanica* è da anni uno degli strumenti di conoscenza e monitoraggio più utilizzati nella comunità scientifica. Solitamente costituisce il punto di partenza per pianificare un'attività di ricerca e/o di gestione, ed è prevista dalle normative sia europee (11/1995) che nazionali (D.G.R. 1533, 2005), negli studi per la valutazione di impatto ambientale (VIA) o per la valutazione dello stato di conservazione di una prateria. Una carta di distribuzione oltre a localizzare i limiti spaziali di una prateria, in base alle caratteristiche riportate (come dati di copertura o di densità), può infatti fornire anche informazioni riguardo lo stato di salute dell'habitat.

Nel presente lavoro si vuole rappresentare la distribuzione delle praterie di *P. oceanica* del Lazio in scala 1:25.000. Si vuole inoltre creare una classificazione tipologica che permetta di rappresentare in modo sintetico ed immediato lo stato di salute di una prateria e che consenta un eventuale confronto tra la cartografia attuale e le serie storiche di dati in formato cartografico.

OBIETTIVO 2: Change detection: studio della regressione delle praterie Posidonia oceanica nel Lazio attraverso il confronto con serie storiche di dati. Analisi dei cambiamenti e dello spostamento dei limiti superiore ed inferiore.

Negli ultimi decenni è stata osservata una marcata regressione della maggior parte delle praterie del Mediterraneo, soprattutto in prossimità di porti e zone altamente industrializzate, ma anche in alcune aree relativamente poco antropizzate (Montefalcone, 2009).

Il confronto con cartografie storiche è un utile strumento per valutare le modalità e le cause di regressione di una prateria, confrontando la sua distribuzione attuale con quella passata. Nel presente lavoro verrà confrontata la cartografia attuale, con una serie storica di dati (anni: 1959, 1994, 2009) in formato cartografico valutando: la scala di rappresentazione, i sistemi di acquisizione e i sistemi di posizionamento utilizzati nel momento dell'acquisizione del dato, al fine di considerare tali carte valide per lo scopo prefissato.

Tramite la sovrapposizione delle cartografie a disposizione verranno realizzate delle carte del cambiamento, valutando l'importanza e il peso delle modifiche nelle singole praterie attraverso i principi della *change detection*, comunemente usati nelle analisi dei boschi terrestri e perfettamente impiegabili per le praterie di *Posidonia*.

In seguito, il confronto con le serie storiche permetterà di effettuare una valutazione dell'evoluzione temporale dei margini superiori ed inferiori. Monitorare la posizione batimetrica dei limiti nel tempo consente non solo di registrare cambiamenti dello stato di salute di una prateria, ma anche di individuare eventuali alterazioni della qualità delle acque costiere.

L'analisi dei cambiamenti (*change detection*) e l'analisi dei limiti permetteranno di analizzare eventuali tendenze regressive nelle praterie di *P. oceanica* del Lazio, e di confrontare le differenti condizioni di conservazione.

OBIETTIVO 3: L'ecologia del paesaggio come strumento di analisi per le praterie di P. oceanica

In una prateria di *Posidonia* la frammentazione del paesaggio può essere sia una condizione naturale legata alla conformazione della prateria stessa, che una trasformazione legata ad un processo di regressione. In tali circostanze la suddivisione del paesaggio in *patches* sempre più piccole, provoca danni a tutti i livelli dell'ecosistema: a livello di specie si registra una diminuzione della copertura e spesso anche della densità della pianta, per tutte le specie animali e vegetali che abitano la prateria diminuisce estensione dell'habitat colonizzato e infine si hanno conseguenze dirette sulla stabilizzazione dei fondali mobili (che la pianta intrappola e compatta grazie alla matte morta) e nella protezione della costa dal moto ondoso.

Nel presente lavoro si vuole effettuare un'analisi del paesaggio delle praterie di P.ocenica del Lazio, analizzando metriche di composizione e metriche di configurazione spaziale. Tali analisi verranno effettuate in ambiente G.I.S. sulle cartografie di dettaglio prodotte, tramite specifiche estensioni del programma (*Patch analyst, Patch grid*). Sarà così possibile studiare l'evoluzione del paesaggio di praterie in diverso stato di conservazione descrivendo, qualora presenti, le dinamiche di frammentazione degli stessi. Inoltre l'applicazione di tali metriche permetterà di comprendere meglio il ruolo dei molteplici fattori (naturali e/o antropici), che operano congiuntamente nella modificazione del paesaggio sommerso.

MATERIALI E METODI

2.1 Metodologia d'indagine

Il presente progetto di ricerca si inserisce in un programma di lavoro finanziato della Regione all'ex Dipartimento Biologia Animale e dell'Uomo (ora Dipartimento di Biologia Ambientale), che ha come fine la realizzazione di una cartografia dei fondali della Regione (ed in particolare delle praterie di *Posidonia oceanica*) e la predisposizione di un Atlante degli habitat marini.

In tale ambito si inserisce uno studio di tipo paesaggistico sulla attuale conformazione delle praterie di *P. oceanica* del Lazio, ed una valutazione della regressione delle stesse attraverso il confronto con serie storiche di dati.

L'acquisizione dei dati necessari al lavoro programmato, si è svolta in tre fasi:

- 1) indagini esplorative del fondale con Sonar a Scansione laterale (*Side Scan Sonar*, abbreviato S.S.S);
- 2) indagini video per mezzo di una videocamera subacquea filoguidata (R.O.V=*Remotely Operated Vehicle*) ed indagini puntuali in immersioni con autorespiratore per il prelievo di campioni
- 3) acquisizione, scansione e georeferenziazione di cartografie storiche per l'analisi cronologica della prateria.

Le indagini sul campo e l'acquisizione delle cartografie sono iniziate nell'Aprile del 2009 e terminate a Luglio del 2011.

2.2 Acquisizione dati

2.2.1 Sistema di posizionamento GPS

Per il posizionamento di precisione del natante è stato adottato il sistema di radiolocalizzazione satellitare "GPS" con metodologia differenziale (DGPS). Questo sistema prevede l'installazione di una stazione di riferimento sulla costa in un punto di coordinate noto. La stazione GPS di misura (*differential locator*) è stata installata a bordo dell'imbarcazione e collegata ad un computer portatile per la navigazione e l'acquisizione dei dati, impostata su una carta appositamente elaborata per tale attività.

2.2.2 Indagini Side Scan Sonar

Il Sonar a scansione laterale (*Side Scan Sonar -S.S.S.-*) è una tecnica di esplorazione dei fondali marini che, utilizzando energia ad altissima frequenza, permette di creare un'immagine sonora del fondale. Essa permette di esplorare vaste aree in tempi relativamente brevi e il suo principio di funzionamento è basato sull'utilizzo di uno strumento denominato "pesce" il quale, trainato da una imbarcazione ad una altezza di pochi metri dal fondo marino, emette un segnale. Il "pesce" è dotato di due trasduttori, che fungono sia da trasmettitori che da ricevitori, ognuno dei quali invia un fascio conico di energia perpendicolare alla direzione dello strumento (Fig. 2.1). I trasduttori sono costituiti da cristalli piezoelettrici che se sottoposti ad un campo elettrico cambiano di forma e generano un'onda di pressione che si propaga nell'acqua. Dopo un certo numero di emissioni gli stessi cristalli passano nella fase di "ascolto" durante la quale, quando vengono interessati dai segnali di ritorno, subiscono un nuovo cambiamento di forma che viene convertito in un segnale elettrico registrato. Il segnale viene emesso con una frequenza nell'ordine dei centinaia di KHz e, una volta incontrato il fondale, torna al trasduttore con un segnale (detto *backscatter*) la cui velocità dipende dalla struttura, dalla morfologia e dalla rugosità del fondale (Berne *et al.*, 1993). Il sonar a scansione laterale emettendo impulsi da entrambe i lati del pesce, va ad investigare le aree che si trovano ai suoi lati e non immediatamente sotto. Queste aree laterali si chiamano "spazzate". Nel sonogramma le due spazzate sono separate da una banda centrale, che rappresenta la colonna d'acqua sotto il sonar durante la navigazione ed è proporzionale all'altezza del "pesce" rispetto al fondale. Il fondale compreso in tale banda non viene scandagliato.

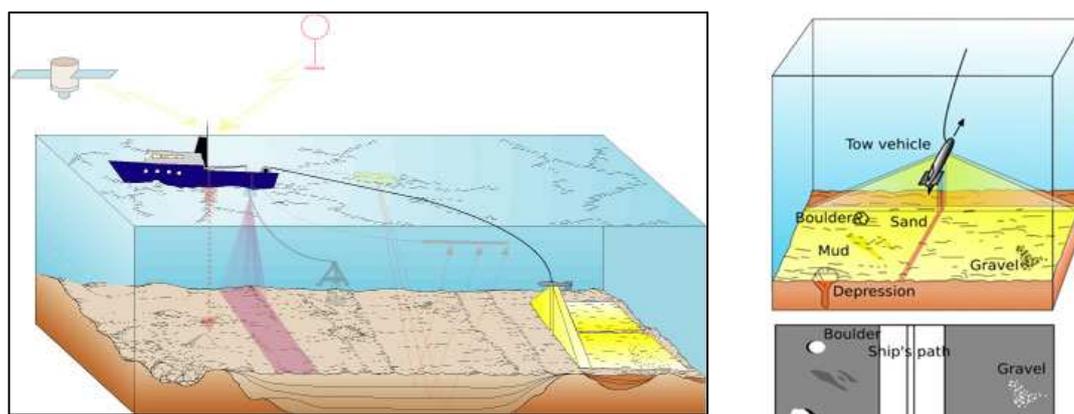


Fig.2.1 A sinistra, tra le varie tecniche di Remote Sensing impiegati nella ricerca marina, è in evidenza il Side scan sonar trainato dall'imbarcazione. A destra è mostrata la fascia di fondale investigata dal sonar e il rispettivo tratto

I trasduttori una volta ricevuto il segnale di ritorno, lo amplificano e lo inviano ad un sistema in cui i dati vengono processati e trasferiti su un display. La giustapposizione dei dati relativi a ciascun ciclo di emissione/ricezione, crea delle immagini in cui le variazioni di "backscatter" vengono rappresentate con differenti toni di grigio dai pixel costituenti l'immagine. L'immagine risultante (sonogramma), si presenta quindi composta da un'infinità di punti in scala di grigio, in cui a secondo del settaggio dello strumento i toni più scuri e più chiari possono rappresentare alternativamente l'alto o il basso "backscatter". L'interpretazione dell'immagine sonar viene fatta in base alle variazioni di colore del *backscatter* e alla posizione delle ombre prodotte.

Infatti, mentre il *backscatter* da indicazioni sulla natura del fondale, le zone d'ombra consentono di capire se una struttura è in rilievo o depressa rispetto al fondo, in quanto forniscono un'idea della tridimensionalità del fondale.

Queste si generano quando un impulso acustico colpisce un ostacolo il quale, riflettendo gran parte dell'energia, produce un segnale scuro mentre la zona immediatamente dietro riflette un minor quantitativo di energia producendo un segnale chiaro (Fig 2.2).

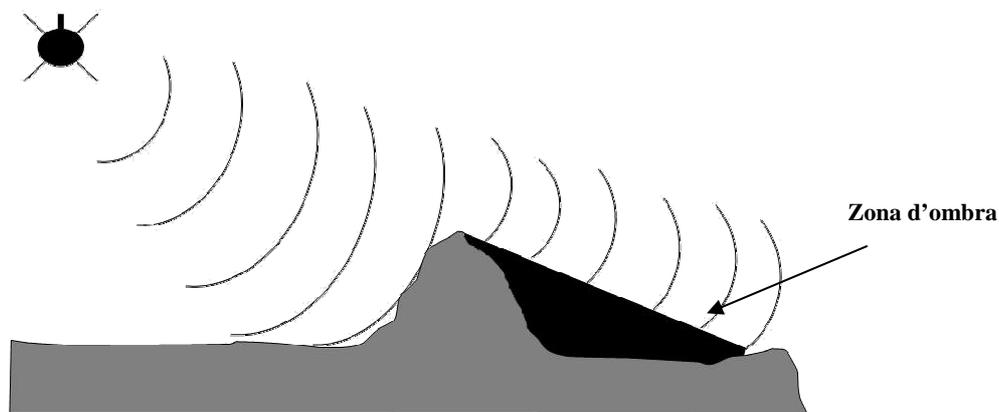


Fig. 2.2 Zona d'ombra generata dall'impulso sonar.

Solitamente le rotte seguite sono parallele fra loro con un certo grado di sovrapposizione tra i rilievi, in modo da ottenere una completa copertura del fondale. Inoltre durante la navigazione i cambiamenti di direzione della nave, come quelli per passare da una strisciata a quella successiva non vengono solitamente registrati, in quanto portano alle deformazioni delle immagini (Fig. 2.3).

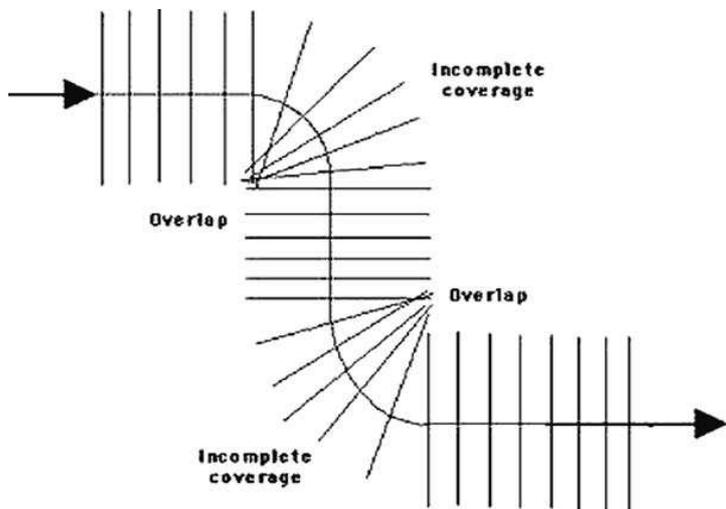


Fig.2.3 Quando la nave vira si hanno sui sonogrammi parti di fondale che risultano ispezionate e parti invece incomplete (da Blondel, 1997).

Nel presente lavoro, l'equidistanza scelta tra le rotte parallele è stata regolata su una scala di 100m per lato in modo da garantire la totale copertura dell'area con una sovrapposizione (*overlapping*) delle linee di rotta del 50% (Fig.2.4)

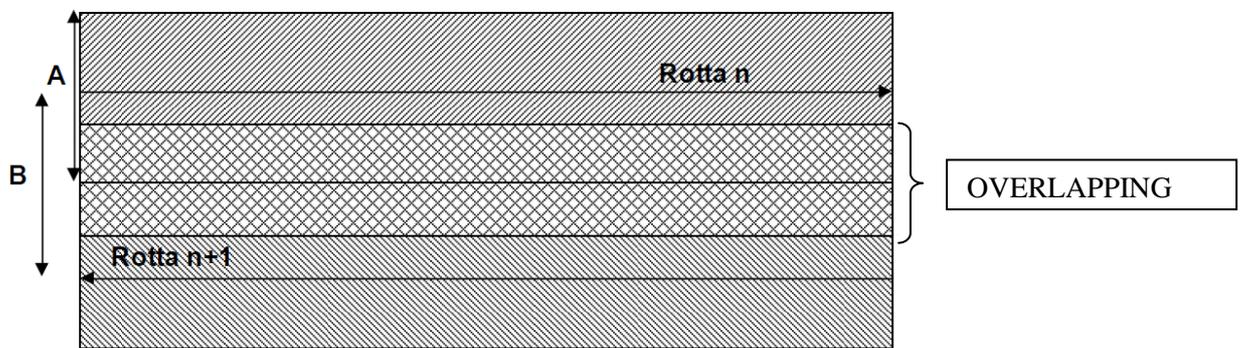


Fig. 2.4.- Schema di pianificazione delle rotte al fine di ottenere l'overlapping richiesto. A= copertura di una singola strisciata *Side Scan Sonar*: esempio 200 metri; B= passo delle rotte: esempio 160 metri Overlapping ottenuto: 20% (da ARPAV, Relazione tecnica).

L'immagine finale di ogni prateria è quindi composta da un'insieme di sonogrammi paralleli tra loro e leggermente sovrapposti, a formare un formosaico in scala di grigio dell'area in esame (Fig. 2.5).

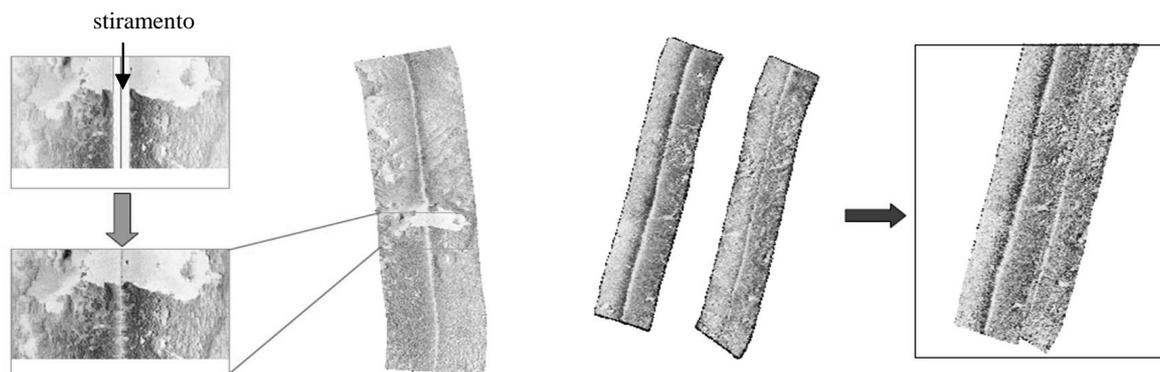


Fig. 2.5 Rappresentazione schematica di come avviene lo stiramento dei sonogrammi e la loro sovrapposizione

La navigazione e l'acquisizione delle rotte sono state garantite da un sistema di posizionamento DGPS submetrico Fugro Omnistar. Durante l'acquisizione sono state mantenute rotte più rettilinee possibili rispettando una velocità media di 3 nodi e non sono stati acquisiti dati alla virata. Questo sistema, prevede l'installazione di una stazione di riferimento sulla costa in un punto di coordinate noto. La stazione GPS di misura (*differential locator*) è stata installata a bordo dell'imbarcazione e collegata ad un computer portatile per la navigazione e l'acquisizione dei dati, impostata su una carta appositamente elaborata per tale attività.

2.2.3 Indagini R.O.V.

Sulla base della copertura *Side Scan Sonar*, sono stati successivamente realizzati i rilievi R.O.V. Le ispezioni video sono state condotte lungo transetti ortogonali alla costa, secondo le metodiche riportate in Ardizzone (1991), Ardizzone e Belluscio (1996) e Bianchi *et al.* (2003), da costa verso largo. La determinazione della posizione del R.O.V. è stata effettuata con l'ausilio di un sistema di posizionamento satellitare GPS in modalità differenziale (DGPS-RTK Leica 500, precisione 0,50 m). Sul mezzo navale impiegato era installato un sistema integrato per l'acquisizione dei dati di posizionamento e la loro visualizzazione e registrazione su video plotter analogo a quello impiegato per i rilevamenti tramite *Side Scan Sonar*.

Il R.O.V è costituito da un veicolo subacqueo che alloggia una videocamera la quale, tramite un cavo di trasmissione video, invia le immagini ad monitor posto sulla barca. Le indagini sono state effettuate utilizzando unatelecamera subacquea modello Quasi Stellar prodotto dalla Elettronica ENNE di Savona (Fig.3.6).



Fig. 2.6 Videocamera subacquea (modello Quasi - Stellar)

La trasmissione delle immagini dei fondali in tempo reale ha permesso, consente di visionare in diretta le riprese effettuate e controllare contemporaneamente la qualità della registrazione.

2.2.4 Immersioni puntuali

Per la caratterizzazione della prateria, e il rilevamento dei parametri funzionali e strutturali sono state eseguite delle immersioni puntuali tramite autorespiratore ad aria compressa. Le immersioni sono state programmate tenendo conto delle informazioni disponibili dopo l'elaborazione dei dati provenienti dai tracciati *Side Scan Sonar* e dai transetti video. Le immersioni sono state condotte da una squadra di due sommozzatori supportati in superficie da un operatore in grado di fornire assistenza ed appoggio durante le operazioni. L'imbarcazione di supporto alle operazioni è stato un gommone Novamarine con sistema di posizionamento GPS (Garmin GPS12). Per ogni stazione di rilevamento, in immersione, è stata stilata una tabella secondo un protocollo standardizzato e in seguito i dati sono stati raccolti e trascritti su una scheda cartacea (Fig. 2.7).

SCHEDA RILEVAMENTO <i>Posidonia oceanica</i>	
DATA:	AREA:
NOME STAZIONE: _____	COORDINATE: _____
PROFONDITA': _____	
TIPOLOGIA FONDALE (%)	
Roccia _____ Sabbia _____ Posidonia _____ Matte morta _____	
Posidonia impostata su (%):	
Matte _____ Sabbia _____ Roccia _____	
LIMITE:	Note _____
Progressivo <input type="checkbox"/> Netto <input type="checkbox"/> Erosivo <input type="checkbox"/> Regressivo <input type="checkbox"/>	_____
DENSITA':	1° replica: fasci/m ²
(Dimensioni quadrato _____)	2° replica: fasci/m ²
	3° replica: fasci/m ²

Fig.2.7. Scheda di rilevamento immersioni *Posidonia oceanica*

Per ogni punto di campionamento sono stati rilevati i seguenti dati:

- **le coordinate geografiche** (rilevabili dal sistema di navigazione)
- **il numero di stazione**
- **la profondità del fondale** (dal computer subacqueo o dall'ecoscandaglio dell'imbarcazione)
- **la copertura di *P. oceanica*** (espressa come percentuale di fondale ricoperto dalla pianta rispetto a quello non coperto e costituito da sabbia, roccia o "matte" morta)
- **la tipologia del substrato** (distinguendo da sabbia, roccia e "matte morta")
- **la densità fogliare** (mediante una replica di quattro conte in un quadrato di dimensioni 30x30cm, riportando poi le misure al m²).
- **una breve descrizione generale dell'area**

La copertura (o ricoprimento), espressa come percentuale di fondale ricoperto dalla pianta rispetto a quello non coperto e costituito da sabbia, roccia, "matte" morta, è stata stimata descrivendo intorno al punto campionato una circonferenza di 5 m di raggio e valutando la copertura del fondo. La densità dei fasci fogliari per mq è stata eseguita mediante una replica di tre conte con un quadrato di dimensioni 20x20, secondo le metodiche riportate da Buia *et al.* (2003).



2.3 Elaborazione dei dati

Attraverso l'uso del software cartografico ArcGis 9.3, sono state elaborate sia le carte ottenute dal rilievo S.S.S. che i tracciati R.O.V, georeferenziando i dati acquisiti. Ogni parametro descrittivo rilevato è stato digitalizzato e restituito sotto forma di *shape-file*, al fine di produrre dei *layer* spazialmente sovrapponibili. Sono inoltre state utilizzate più estensioni del programma ("*Spatial analyst*", "*Patch analyst*", "*Howts tools*") per creare griglie di campionamento, effettuare studi di paesaggio ed interpolazioni, a seconda del tipo di analisi necessario.

L'elaborazione dei dati è stata effettuata nei seguenti step:

1) Analisi dei sonogrammi attraverso la visualizzazione dei tracciati R.O.V.:

Avendo davanti il sonogramma SSS e osservando il video è stato possibile stimare punto per punto la copertura e la tipologia di impianto di *P. oceanica*. La georeferenziazione tramite GPS dei tracciati R.O.V. ha infatti permesso di sovrapporre le immagini video ai tracciati S.S.S consentendo l'interpretazione del segnale (Fig. 2.8).



Fig. 2.8. Interfaccia del programma Pinnacle Studio 12.0, video relativo all'area 1A, transetto 2, min 00:46

I sonogrammi sono stati analizzati in una scala di ingrandimento di 1:1.000 e, mediante uno strumento desktop di ritaglio e cattura, sono stati ritagliati e suddivisi in due classi:

- le *unità acustiche*, che mostrano segnali uniformi, omogenei e piuttosto costanti per uno spazio apprezzabile ad indicare una singola condizione di fondale (Fig.3.9/A).
- i sonogrammi *a mosaico*, in cui il segnale presenta diverse unità acustiche affiancate, evidenziando la presenza un fondale eterogeneo (Fig. 2.9/B). Questo procedimento è stato fatto per tutti i transetti in ognuna delle cinque aree.



Fig. 2.9 A) un esempio di unità acustica, B) esempio di mosaico dove distinguo i limiti tra le varie situazioni eterogenee

Successivamente ogni porzione di sonogramma ritagliata è stata affiancata alla rispettiva immagine fotografica, precedente estrapolata dal video.

In questo modo è stato possibile individuare la tipologia di substrato colonizzato (roccia, sabbia, *matte*) e il livello di copertura della pianta, nonché di stimare (quando la trasparenza dell'acqua durante le indagini lo consentiva) la densità dei fasci fogliari in un range di valori successivamente verificato in immersioni puntuali.

2) Creazione di una cartografia dettaglio:

In seguito alle categorie di tracciati S.S.S. analizzate, sono state individuate 6 categorie bionomiche volte alla caratterizzazione dei substrati interessati dalla presenza di *Posidonia oceanica* ed è stata creata una classificazione che, oltre a considerare la tipologia di substrato colonizzato, considera le classi di copertura del fondale di *Posidonia* viva (in %) rispetto alla *matte* morta (Tab. 2.1).

Tabella 2.1

CATEGORIA	SUBSTRATO	PERCENTUALE DI COPERTURA
<i>P. oceanica</i> su matre e/o sabbia	Matte e/o sabbia	MM fino al 20%
<i>P. oceanica</i> su matre e matre morta	matre	MM da 20% all'80%
Matre morta e <i>P. oceanica</i> a fasci isolati	matre	MM dall'80% a 95%
Matre morta	matre	MM dal 95% al 100%
Rocchia	rocchia	100% rocchia senza <i>P. oceanica</i>
<i>P. oceanica</i> su rocchia	rocchia	100% prateria su rocchia

Per ognuna di queste categorie sono state elaborate delle schede grafiche di confronto all'interno delle quali sono riportate le informazioni relative alla zona in esame e i segnali sonar con le relative immagini fotografiche associate ad ogni categoria incontrata in quella zona.

La categoria "*Posidonia oceanica* su matre" prevede che la pianta si sviluppi su matre e che abbia un ricoprimento che va dal 100% al 80% con una eventuale presenza di matre morta che non supera il 20%.

"*Posidonia oceanica* su matre e matre morta" racchiude un'ampia possibilità di situazioni ma sempre contraddistinte dalla presenza della pianta sviluppata su matre. Si va da casi in cui la presenza della matre morta è minima e si aggira attorno al 20%, fino ai casi dove invece è dominante con massimi di copertura dell'80%, rispetto alla presenza di *Posidonia oceanica* viva.

"**Matre morta e fasci isolati di *Posidonia oceanica***" prevede una percentuale di copertura del fondale da parte della matre morta superiore dell'80% e i fasci di *Posidonia oceanica* presenti sono distribuiti singolarmente o raggruppati in piccole chiazze.

"**Matre morta**" si ha quando la percentuale di matre morta è prossima al 100%.

"**Rocchia con presenza di *Posidonia oceanica***" delinea la presenza di *Posidonia* su rocchia sebbene non vengano definiti range di copertura fissi, data la modalità di ricoprimento discontinuo della pianta su questa tipologia di substrato.

Tale scelta è stata fatta data la conoscenza nella zona sud dell'area di studio, di una prateria continua su roccia, nota anche in letteratura (Diviacco, 2001).

“**Roccia**”, caratterizzata dalla totale assenza *Posidonia oceanica*. E' stata scelta così da poterla confrontare con quelle che coinvolgono la pianta sulla roccia, si è ricercata al fine di individuare, se possibile i segnali sonar che indicano la presenza di *Posidonia oceanica* anche sul substrato duro.

Tali categorie sono state inserite in una legenda in base alla quale è stata realizzata la cartografia bionomica relativa alle praterie di *Posidonia oceanica*. L'importanza di questo tipo di cartografia risiede nel fatto che caratterizzando i fondali da un punto di vista biologico ed ecologico, è possibile valutare lo stato attuale delle biocenosi e di conseguenza pianificarne la gestione.

Le praterie sono state suddivise in tre macroaree in base alla regione di appartenenza e denominate in base alla località o al toponimo più importante sul tratto di costa antistante. Successivamente per una catalogazione più rapida, ognuna di esse è stata siglata con un numero (in base alla macroarea di appartenenza) ed una lettera identificativa, come riportato in figura 2.10 e in tabella 2.2.

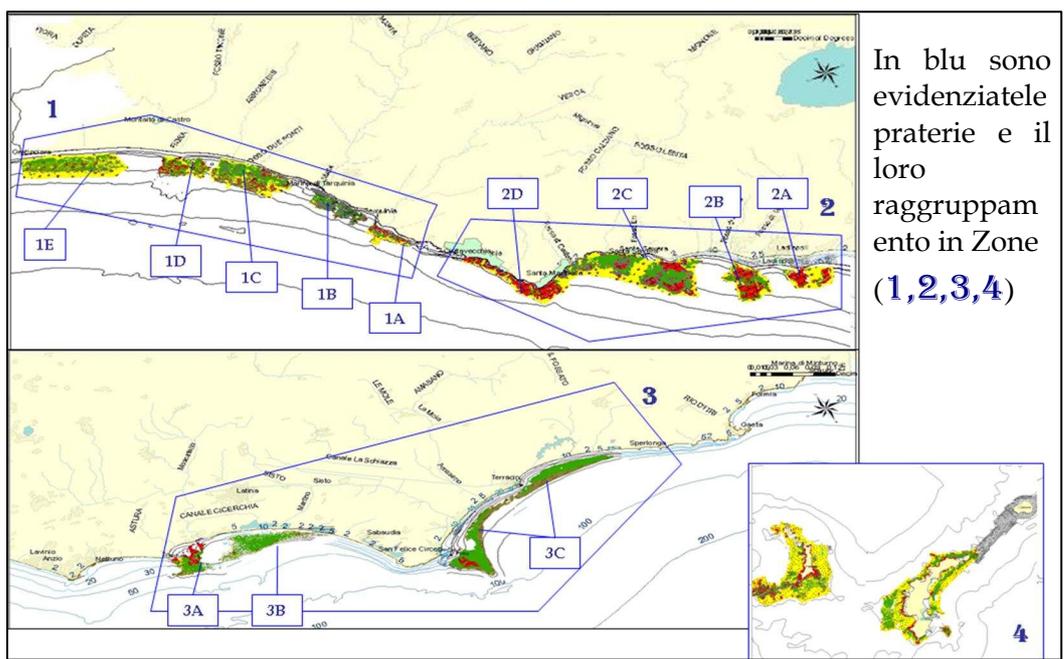


Figura 2.10 Le praterie di *P. oceanica* del Lazio, cartografia generale

	NOME AREA	SIGLA	ESTENSIONE Km ²
ZONA 1	Chiarone e Fiora	1E	11.17
	Punta Morelle	1D	5.85
	Arrone e Marta	1C	10.65
	Marina Tarquinia e P.ta Quaglia	1B	9.65
	P.ta S. Agostino e P.ta Mattonara	1A	4.46
ZONA 2	da Civitavecchia a S. Marinella	2D	8.48
	da S. Marinella a Severa. S	2C	9.97
	Ladispoli	2B	9.02
	Secche di Palo	2A	4.83
ZONA 3	Torre Astura e Capo Portiere	3A	11.69
	Capo Portiere e Caprolace	3B	11.81
	Capo Circeo	3C-CIRC	16.32
	Terracina	3C-TERR	9.29
	Sperlonga	3C-SPERL	20.75
ZONA 4	Palmarola	4A-PALM	5.96
	Ponza - Zannone	4A-PON-ZAN	11.70
	Ventotene	4A-VENT	4.66

Tabella 2.2 Denominazione delle praterie di *P. oceanica* del Lazio

3) Analisi dei dati di copertura e densità:

I valori di copertura e densità sono stati rilevati tramite lo studio incrociato dei segnali *Side Scan Sonar*, le immagini riprese dal R.O.V. e i dati ricavati in immersione puntuale. Sono così state riconosciute per ogni tipologia di copertura, oltre che un'immagine S.S.S, anche un'immagine video (*frame*). A queste sono stati affiancati i dati di densità fogliare (misurata come numero di fasci al mq) registrati durante le immersioni puntuali, ed è stato così possibile ricavare il *range* di densità presente anche per quei *frame* rappresentativi di zone dove non sono stati effettuati campionamenti puntiformi. Inoltre dai valori di copertura è stato calcolato per alcune praterie il *Conservation index* (Moreno *et al.*, 2001), un indice che misura il rapporto tra la percentuale di *Posidonia* viva (L) e la percentuale di matte morta (D) presente:

$$C = \frac{L}{L + D}$$

I valori dell'Indice di Conservazione (abbreviato C.I.) vanno da 0 (massimo stato di alterazione o stato di conservazione minima, è presente solo matte morta) a 1 (massimo stato di conservazione), e nel presente lavoro sono stati catalogati in base alla classificazione modificata di Montefalcone (2009):

- 1 - CI < 0.3: cattivo stato di conservazione (*bad conservation status*)
- 2 - CI between 0.3 and 0.5 excluded: basso stato di conservazione (*poor conservation status*)
- 3 - CI between 0.5 and 0.7 excluded: moderato stato di conservazione (*moderate conservation status*)
- 4 - CI between 0.7 and 0.9 excluded: buono stato di conservazione (*good conservation status*)
- 5 - CI 0.9: elevato stato di conservazione (*high conservation status*)

Per alcune praterie campione, i dati di copertura, densità e Indice di Conservazione sono stati organizzati in un database di punti georeferenziati ed esplorati a livello spaziale.

Al fine di ottenere una stima dei valori delle grandezze costruite sulle osservazioni puntuali, si è proceduto ad una interpolazione spaziale, su di un opportuno grigliato per ciascuna prateria campione, con maglie di 50 m di lato. La tecnica utilizzata è quella del *kriging* (Cressie, 1993). Tale tecnica permette di costruire un predittore lineare (una sorta di media pesata) che in ciascuno dei punti da stimare ha coefficienti che dipendono sia dalla distanza tra il punto incognito e i punti osservati, che dalla variabilità spaziale della variabile oggetto di stima. Il principio alla base di questo tipo di stime è la cosiddetta legge di Tobler, che potremmo descrivere come: “ Osservazioni vicine tra loro tendono a comportarsi in modo simile più di quanto non facciano osservazioni tra loro lontane”. Ciò è traducibile in termini di correlazione spaziale asserendo che la correlazione tra le osservazioni nello spazio, decresce al crescere della distanza tra le stesse.

I risultati ottenuti dall’interpolazione, hanno permesso di creare per le tre variabili separatamente, una cartografia della distribuzione dei valori in ognuna delle praterie in esame (Fig. 2.11).

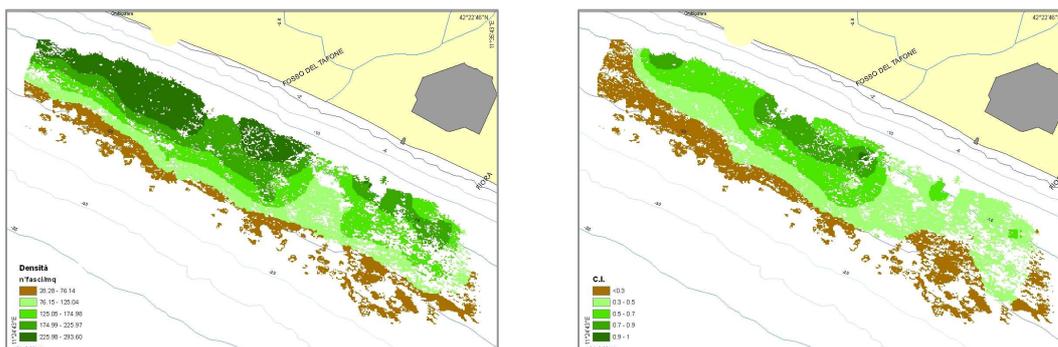


Fig. 2.11. Esempio cartografie di distribuzione dei dati densità e conservation index ottenuti tramite un ordinary kriging per la prateria 1E.

Inoltre attraverso il Software R è stato effettuato un confronto della variabilità spaziale dei tre descrittori all'interno di una prateria, stimandone l'autocorrelazione spaziale attraverso dei variogrammi.

Il variogramma è la funzione più comune in geostatistica e descrive la variabilità spaziale di un fenomeno regionalizzato (Raspa, 1995). È una funzione matematica che permette di prevedere come il valore misurato o previsto di una variabile georeferenziata, cambi in base alla sua dislocazione nello spazio bi- o tridimensionale. È una funzione che descrive il grado di dipendenza spaziale di un campo casuale. La sua formulazione è connessa alla covarianza e alla correlazione spaziale, in quanto stima il grado medio di varianza tra due valori in funzione della loro distanza h nello spazio geografico (Froeschke *et. al*, 2010).

I parametri che descrivono un variogramma sono il *sill*, il *range* e il *nugget*, che forniscono importanti indicazioni riguardo alla struttura dei dati (Fig. 2.12).

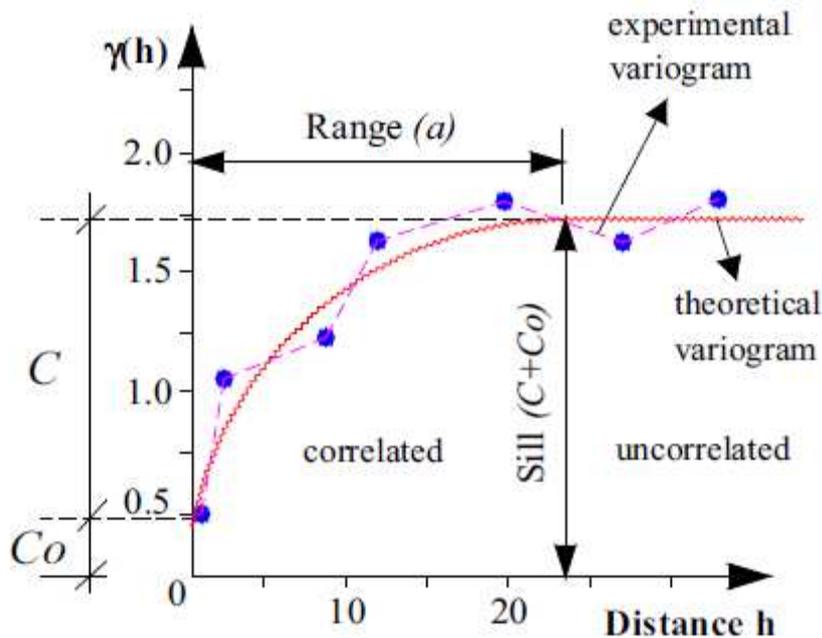


Fig. 2.12. Esempio di variogramma teorico e variogramma reale a confronto

- Il *sill* ($C+Co$) rappresenta la varianza massima tra i punti misurati, che per modelli stazionari corrisponde alla varianza di campionamento;
- Il range (a) corrisponde alla distanza dell'intervallo h in cui il semivariogramma (in un modello stazionario) raggiunge un valore costante detto sill. È la massima distanza per cui due punti possono essere considerati spazialmente correlati;
- Il nugget (Co) rappresenta la discontinuità all'origine, ed è espressione delle variazioni casuali, della variabilità su piccola scala (inferiore cioè alla scala del campionamento) e dell'errore di campionamento (Froeschke et. al, 2010).

Di un variogramma si possono individuare tre forme di comportamento: parabolico (la variabile è continua e differenziabile fino al secondo ordine), lineare (la variabile è continua rispetto al secondo ordine ma non è differenziabile) e piatto (la variabile non mostra alcuna struttura, poiché per tutte le distanze i suoi valori non sono mai correlati).

Nelle praterie in esame, i variogrammi dei dati interpolati hanno permesso non solo di comprendere l'andamento spaziale delle tre variabili analizzate, ma anche di confrontarle tra loro (Fig. 2.13).

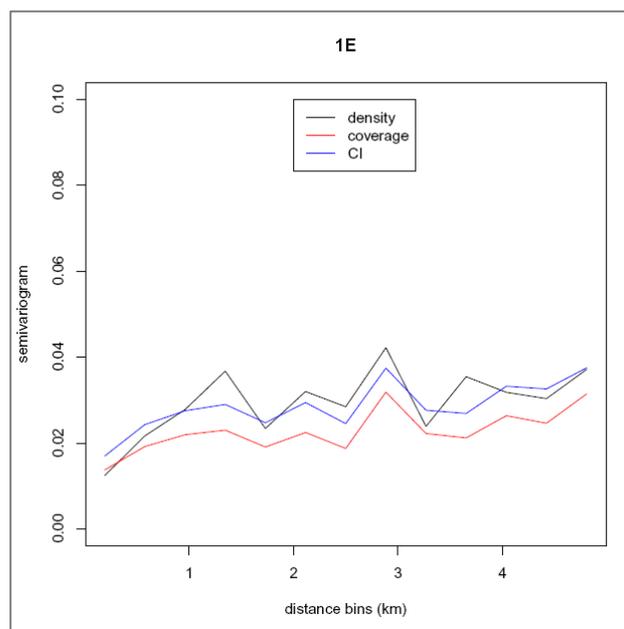


Fig. 2.13. Esempio variogramma di confronto tra dati di densità, copertura e C.I. per la prateria 1E.

4) Analisi delle serie storiche di dati:

È stato effettuato un confronto tra lo stato di salute attuale delle praterie e le condizioni riportate in cartografie storiche a disposizione, per valutare possibili cambiamenti superficiali e quantificare, se presente, la regressione dei limiti superiore ed inferiore. Di ogni cartografia a disposizione sono state registrati: l'anno di acquisizione del dato, l'area investigata, la scala di rappresentazione, i sistemi di acquisizione e i sistemi di posizionamento (Fig. 2.14).

AUTORE E ANNO	ANNO DI RILEVAMENTO	AREA	SCALA	SISTEMA DI ACQUISIZIONE	POSIZIONAMENTO
Fusco 1930	1930	Lazio meridionale	1:100.000	Scandaglio a mano	Punti a terra
Fusco 1961	1960	Lazio	1:100.000	Scandaglio a mano	Punti a terra
Amministrazione provinciale di Latina 1982	1982	Capo circeo-Terracina	1:50.000	Immersioni	Punti a terra
Amministrazione provinciale di Latina 1983	1982	Terracina-Sperlonga	1:50.000	Immersioni	Punti a terra
Amministrazione provinciale di Latina 1984	1982	Torre Viola-Garigliano	1:50.000	Immersioni	Punti a terra
Ardizzone 1990	1990	Isole Pontine	1:30.000	Immersioni, Transetti R.O.V.	Loran C
CONISMA 1998	1994	Tor Palerno	1:25.000	S.S.S., Transetti R.O.V, Immersioni	G.P.S
Diviacco 2001	1989-1995	Lazio	1:25.00-1:10.000	S.S.S., Transetti R.O.V	G.P.S
ICRAM -BAU 2005	2005	Marina di Tarquinia	1:25.000	S.S.S., Transetti R.O.V, Immersioni	G.P.S
Ardizzone 2006	2006	Isole di Ventotene e Santo Stefano	1:10.000	S.S.S.,Multi beam, Transetti R.O.V	G.P.S
Ardizzone 2006	2006	Capo circeo-Sperlonga	1:25.000	S.S.S., TRANSETTI R.O.V, Immersioni	G.P.S

Fig.2.14. Le serie storiche di riferimento e i loro dettagli di acquisizione

Nel Lazio la prima rappresentazione cartografica delle praterie di *P. oceanica* risale al 1930, è stata prodotta da Fusco e, in scala 1:100.000, riporta la distribuzione delle praterie del Lazio meridionale. Con le stesse metodiche di indagine 30 anni dopo lo stesso Autore pubblica la cartografia di tutte le altre praterie del Lazio (ad eccezione delle isole Pontine), ma solo nel 1982 vengono pubblicate le prime cartografie a scala 1:50.000 con un'acquisizione dati effettuata in immersione. Successivamente le cartografie vengono pubblicate con un intervallo temporale di circa 10 anni, Ardizzone pubblica nel 1980 la prima cartografia delle isole Pontine avvalendosi anche di telecamere filoguidate e sistemi di posizionamento più moderni (il Loran C sostituisce l'acquisizione dei punti a terra) e solo nel 1994 vengono utilizzati per la prima volta il sonar a scansione laterale e i sistemi di posizionamento G.P.S.

Ad oggi nonostante la grande quantità di carte a disposizione, solamente la cartografia di Diviacco del 2001 e la cartografia di Fusco del 1960, coprono più del 70% delle

praterie del Lazio e pertanto sono state scelte come serie di riferimento per effettuare un confronto con la cartografia di dettaglio prodotta e valutare l'evoluzione temporale delle praterie in esame. I dati riportati nella carta del 1960 sono stati acquisiti nel 1959 e i sistemi di acquisizione (scandaglio a mano) e posizionamento (punti a terra) risultano obsoleti, tuttavia tale cartografia può ritenersi valida per un confronto delle estensioni superficiali e del posizionamento del limite superiore ed inferiore. La cartografia di Diviaco (anno di pubblicazione 2001, anno di acquisizione 1994) è stata invece realizzata con i medesimi sistemi di acquisizione dati e posizionamento, della cartografia attuale e pertanto sarà possibile effettuare anche un confronto dell'evoluzione delle differenti tipologie individuate nelle singole praterie.

Tali cartografie essendo in formato cartografico, sono state scansionate, georeferenziate ed elaborate in ambiente G.I.S.

Il confronto tra cartografie storiche ha permesso di analizzare:

→ per tutte le praterie del Lazio:

l'estensione superficiale dal 1959 al 2009

→ per ogni zona :

le condizioni di concordanza o la discordanza tra le cartografie storiche esaminando due archi temporali separati (dal 1959 al 1994 e dal 1994 al 2009)

→ per ogni singola prateria:

la regressione dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2009.

5) Analisi del paesaggio attuale:

Grazie all'elevato dettaglio riportato nelle cartografie è stato possibile calcolare per alcune praterie campione, i valori di alcune metriche di paesaggio, per valutarne il grado di frammentazione.

In una prateria di *Posidonia* la frammentazione del paesaggio può essere naturale (come spesso accade per le praterie sviluppate su substrato roccioso) o conseguenza di alterazioni ambientali di origine antropica e/o naturale. Sebbene a livello ecologico una frammentazione di tipo naturale sia spesso sinonimo di eterogeneità ambientale, come conseguenza di un disturbo, essa provoca danni a tutti i livelli dell'ecosistema. In una prateria di *P. oceanica* questo significa assistere congiuntamente ad una diminuzione della copertura e della densità della pianta e ad un'alterazione nella composizione delle comunità bentoniche (Turner, 1999), epifitiche (Hovel, 2004) e ittiche (Vega Fernandez, 2005) che vi abitano. In entrambi i casi lo studio del paesaggio permette quindi di spiegare a livello ecologico, la risposta degli organismi all'eterogeneità spaziale.

Per definire quantitativamente la struttura del paesaggio si sono sviluppate numerose metriche che descrivono la copertura del suolo e la struttura spaziale del territorio, analizzando dati cartografici o immagini satellitari esse possono operare sia sul paesaggio nel suo complesso, che sulle singole *patches*.

Gustafson (1998) ha introdotto due categorie generali di metriche: metriche di composizione e metriche di configurazione spaziale. Le metriche di composizione spaziale descrivono la presenza, l'abbondanza relativa e la diversità delle tipologie di paesaggio; le metriche di configurazione si riferiscono alle caratteristiche della forma e della distribuzione spaziale delle *patches*. ArcGis tramite l'estensione "Patch Analyst", permette il calcolo delle metriche riportate in tabella 2.3:

Statistic Name	Statistic Abbreviation	Statistic Name	Statistic Abbreviation
Area Metrics		Shape Metrics	
Class Area	CA	Mean Shape Index	MSI
Total Landscape Area	TLA	Area Weighted Mean Shape Index	AWMSI
Patch Density & Size Metrics		Mean Perimeter-Area Ratio	MPAR
No. of Patches	NumP	Mean Patch Fractal Dimension	MPFD
Mean Patch Size	MPS	Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension	AWMPFD
Median Patch Size	MedPS	Diversity & Interspersion Metrics	
Patch Size Coefficient of Variance	PSCoV	Mean Nearest Neighbour Distance	MNN
Patch Size Standard Deviation	PSSD	Mean Proximity Index	MPI
Edge Metrics		Interspersion Juxtaposition Index	IJI
Total Edge	TE	Shannons Diversity Index*	SDI
Edge Density	ED	Shannons Evenness Index*	SEI
Mean Patch Edge	MPE	Core Area Metrics*	
Contrasted Weighted Edge	CWED	Total Core Area	TCA
		Mean Core Area	MCA
		Core Area Standard Deviation	CASD
		Core Area Density	CAD
		Total Core Area Index	TCAI

Nel presente studio per valutare la frammentazione delle praterie in esame, sono state calcolate e confrontate tra loro

- due metriche che misurano la composizione del paesaggio: il “**Number of Patches**” e il “**Mean Patch Size**” (che misura la dimensione media delle *patches*, in ettari). La combinazione di queste due metriche permette di quantificare la frammentazione del paesaggio (all’aumentare il numero di *patches* in un paesaggio inizialmente unitario, aumenta il suo grado di frammentazione) e individuare a che stadio essa si trovi (mano a mano che il disturbo aumenta, la dimensione media delle *patch* diminuisce).

- una metrica di configurazione spaziale: l’ “**Edge density**” (ED), dato dal rapporto tra il numero di bordi presenti nel paesaggio e l’area totale (e la cui unità di misura è m/ha). Un elevato valore di questa metrica indica la presenza di molti bordi, quindi di *patches* dalla forma molto complessa e ancora molto vicine tra loro.

- una metrica di forma: il “**Mean Perimeter-Area Ratio**” (MPAR), data dal valore medio per ogni classe del rapporto tra il perimetro e l’area delle *patches* per quella classe (e la cui unità di misura è m/ha).

Queste metriche consentono di quantificare le tre caratteristiche fondamentali per l’analisi di un paesaggio e del suo grado di frammentazione: la dimensione delle *patches*, la loro densità e la loro forma (Sleeman, 2005).

Nel processo di frammentazione si individuano infatti cinque stadi denominati (Farina, 2001):

- 1) perforazione (da un *gap* iniziale, la prateria comincia a frammentarsi)
- 2) dissezione (quando la frammentazione è data da linee rette, generate dalla deforestazione, nel caso di una prateria può esserci un fenomeno simile legato all’azione della pesca a strascico illegale)
- 3) frammentazione in *sensu stricto* (spesso come conseguenza della dissezione, comincia un processo di isolamento e diminuzione della dimensione delle *patch*)

- 4) *shrinkage* (riduzione della dimensione delle *patches*)
- 5) *attrition* (riduzione della dimensione e del numero delle *patches*)

I valori e l'andamento spaziale delle metriche, consentiranno di definire lo stadio di frammentazione delle praterie in esame, e definire così l'eventuale trend di regressione a cui la prateria è soggetta.

Le analisi sono state realizzate sulle attuali cartografie di dettaglio esplorando i valori delle differenti metriche a livello di classe, intendendo per classe le tipologie di prateria individuate (*Posidonia* su matte, *Posidonia* su matte e matte morta, Matte morta e *Posidonia* a fasci isolati, Matte morta). Sono state prese in considerazione solo le porzioni di prateria viva su sabbia e/o su matte, mentre non sono state calcolate per le porzioni di prateria sviluppate su substrato duro. Come dimostrato da diversi Autori (Sleeman *et al.*, 2009) la natura del substrato influenza la morfologia della prateria, pertanto al valutare le caratteristiche di composizione e conformazione di una prateria su substrato duro, si rischia di misurare la conformazione della roccia piuttosto che della prateria per se, cosa che non accade quando è *P. oceanica* a costruirsi la sua struttura per mezzo della matte su substrato mobile.

Ogni prateria in esame è stata suddivisa in tre sottoaree (denominate transetto 1, 2 e 3) equidistanti tra loro. Sono stati scelti i tracciati R.O.V. per determinare la direzione e l'ampiezza dei transetti, considerando come lato del transetto 500m a destra e 500m a sinistra del tracciato, e come direzione la medesima del tracciato R.O.V. (Fig2.15).

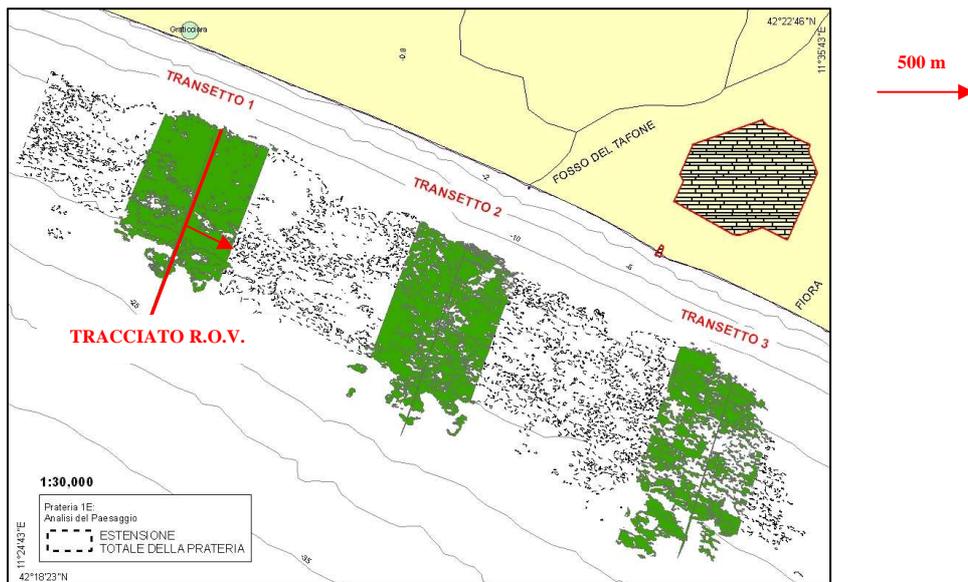


Fig.2.15 Esempio di transetti per l'analisi del paesaggio. Prateria 1E

Su ognuno dei transetti è stata applicata una griglia di forma esagonale (Fig. 2.16), ciò ha consentito di suddividere la superficie dei transetti in cellette dalle medesime dimensioni (area del singolo esagono 5ha).



Fig.2.16 Esempio applicazione griglia esagonale sui transetti con ingrandimento. Prateria 1E

Le griglie di questo tipo sono molto frequenti negli studi di ecologia del paesaggio per due motivi: la simmetria raggiata fornisce un risultato sostanzialmente migliore nella misurazione delle distanze (sia per unità di rete che in linea retta -distanza euclidea-) rispetto alle griglie di forma rettangolare. Ma soprattutto avendo una forma molto vicina a quella del cerchio, nel calcolare in ogni cella le metriche di forma e complessità delle *patch* contenute, queste vengono influenzate il meno possibile dalla forma della cella stessa (Birch, 2006).

Nel presente contesto le metriche di paesaggio sono state calcolate per ogni singola celletta, aggiungendo come ulteriore informazione la profondità media (prelevata al centro dell'esagono). Ciò ha permesso di creare un dataset sufficientemente ampio affinché si potessero applicare in modo adeguato le statistiche di interesse. È stata così analizzata la variazione tanto spaziale (per transetto) quanto batimetrica delle diverse metriche, per cercare di individuare possibili trend nel processo di frammentazione della prateria in esame. Inoltre, ne è stata anche valutata la variabilità per classi, per analizzare la correlazione tra frammentazione e la diminuzione di copertura di una prateria.

Sono state prese come praterie campione tre praterie del Lazio settentrionale (Zona 1), tre praterie del Lazio meridionale (Zona 3) e la più grande tra le praterie delle isole Pontine (quella che si estende tra Ponza e Zannone). In questo modo oltre ad un confronto spaziale tra le praterie della medesima zona, sarà possibile effettuare in seguito un confronto dei paesaggi che le praterie del Lazio formano in contesti ambientali diversi.

RISULTATI

3.1 OBIETTIVO 1 *Caratterizzazione dello stato di conservazione delle praterie di Posidonia oceanica del Lazio attraverso la creazione di una cartografia di dettaglio*

Il litorale laziale si estende tra la foce del Fosso del Chiarone (a Nord) e la foce del Fiume Garigliano (a Sud) e nella parte centrale, presenta uno dei suoi elementi caratterizzanti: il delta del Tevere.

Dal confine con la Toscana fino a Palo in corrispondenza del limite settentrionale del delta tiberino, il litorale è caratterizzato da un unico arco sabbioso dove sfociano diversi corsi fluviali. L'arco termina a sud in corrispondenza di una porzione di costa alta (Civitavecchia) seguita poi da insenature con spiagge poco estese (S. Severa, Ladispoli).

L'unità centrale è costituita dal delta del Fiume Tevere e dalla sua prosecuzione fino al promontorio di Capo d'Anzio, e non presenta (se non in corrispondenza delle Secche di Tor Paterno) una presenza significativa di *P. oceanica*.

Da Capo D'Anzio fino alla foce del Garigliano, il settore meridionale di costa è caratterizzato dai paesaggi dell'Agro-Pontino e dai modesti apporti fluviali che lo drenano.

Il paesaggio delle coste laziali è completato dall'emergenza delle Isole Pontine, isole vulcaniche, residui emersi di antichi apparati, che collegano il territorio del Lazio ai quattro grandi complessi vulcanici campani del Vesuvio, di Roccamonfina, dei Campi Flegrei e di Ischia e Procida.

Lungo i 350 Km di costa sono presenti 17 praterie di *P.oceanica*. Ognuna di esse è stata inizialmente esplorata con indagini Side Scan Sonar e successivamente, i risultati ottenuti sotto forma di immagini del fondale in scala di grigi, sono stati montati in foto mosaici e georeferenziati in ambiente GIS. È stata così prodotta una prima cartografia con la distribuzione di tutte praterie oggetto di studio (Fig.1).

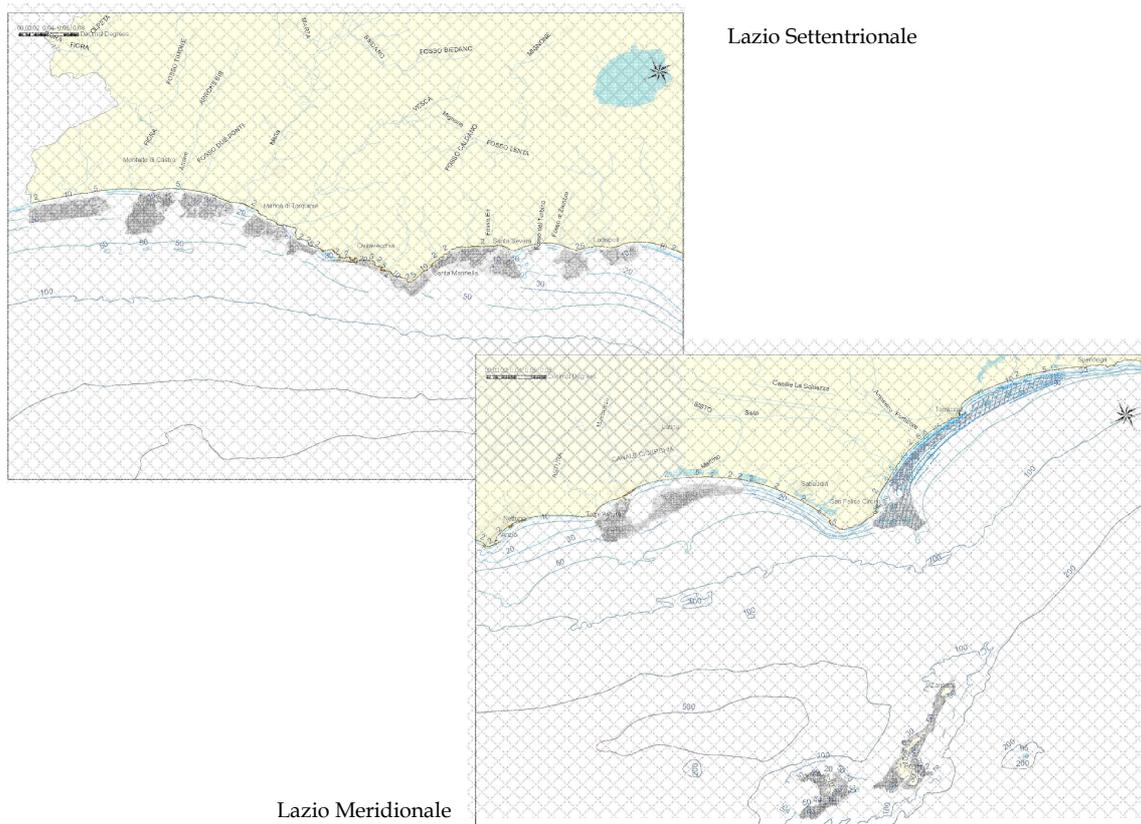


Fig 1. Le praterie di *P.oceanica* del Lazio: i fotomosaici georeferenziati

In seguito, per ogni prateria sono state effettuate delle indagini con videocamera filoguidata (R.O.V.) effettuando dei transetti ortogonali alla linea di costa. Da Aprile 2009 a Settembre 2010 sono stati effettuati 44 tracciati R.O.V su tutte le praterie del Lazio settentrionale (dal confine con la Toscana fino a Civitavecchia) e del Lazio meridionale (da Torre Astura fino a Sperlonga) per un totale di 72,3 Km, nei successivi mesi di Ottobre 2010 e Luglio 2011 sono stati investigati i fondali del Lazio centrale (da Civitavecchia fino alla foce del Tevere) e delle Isole Pontine effettuando 74 tracciati R.O.V. per una copertura totale di circa 200 Km.

La georeferenziazione tramite GPS dei tracciati R.O.V. ha permesso di sovrapporre le immagini video ai tracciati S.S.S consentendo di interpretare il segnale sonar, di individuare la tipologia di substrato colonizzato (roccia, sabbia, *matte*) e di stimare il livello di copertura e di densità della pianta in un range di valori successivamente verificato tramite immersioni puntuali con A.R.A.

In totale sono state effettuate circa 100 immersioni puntuali, equamente distribuite a seconda l'estensione della prateria in esame (Fig.2).

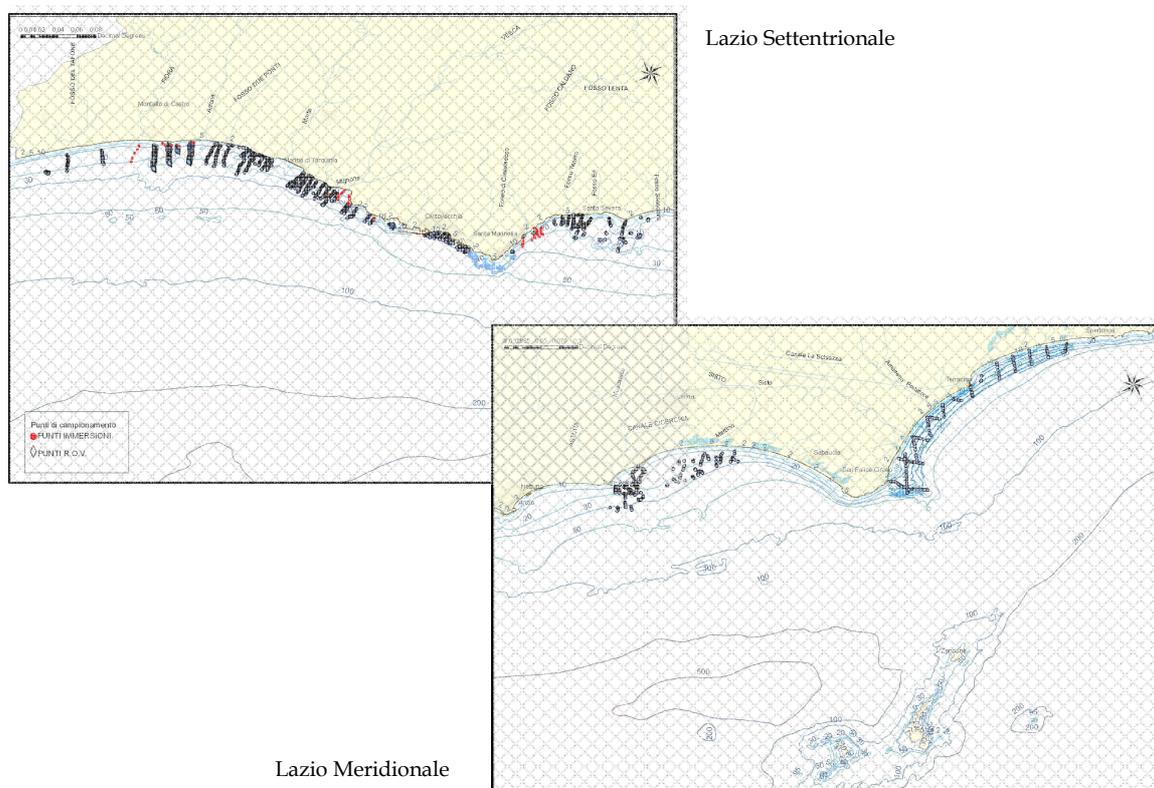


Fig.2. Tracciati R.O.V ed immersioni puntuali effettuate

Dai dati raccolti grazie a queste metodologie è stata prodotta una cartografia tipologica in scala 1:25.000 delle praterie di *Posidonia oceanica* attualmente presenti lungo la costa laziale. Per la rappresentazione del loro stato di salute è stata creata una classificazione tipologica che, oltre a considerare la tipologia di substrato colonizzato, considera le classi di copertura del fondale di *Posidonia* viva (in %) rispetto alla *matte* morta e sono individuati e cartografati anche i prati di *Cymodocea nodosa* e le zone di roccia, coralligeno e sabbia (Fig.3). Tale scelta è legata al diretta correlazione tra l'aumento di

matte morta e l'inizio di un fenomeno di regressione della prateria. Inoltre questo tipo di classificazione trova riscontro in altre pubblicazioni (Diviacco et al., 2001; Pergent-Martini et al., 2005) dando una informazione immediata, sia qualitativa che quantitativa, sullo stato di salute di una prateria.



Fig.3. Classificazione tipologica delle praterie di *P.oceanica* attualmente presenti lungo le coste laziali

Le praterie sono state suddivise in 4 macroaree geografiche (Lazio settentrionale, centrale, meridionale e Pontine) e classificate con delle sigle e dei toponimi di riconoscimento in base alla zona di appartenenza (Fig.4). Di seguito verranno riportati per ognuna delle 4 zone, le cartografie delle praterie presenti e i risultati ottenuti dall'analisi dei dati di copertura e densità prelevati per ognuna di esse. Quest'ultimi

sono stati elaborati in ambiente G.I.S. e attraverso un'analisi geostatistica (*kriging*) ne è stato indagato l'andamento spaziale, rappresentato in opportune cartografie.

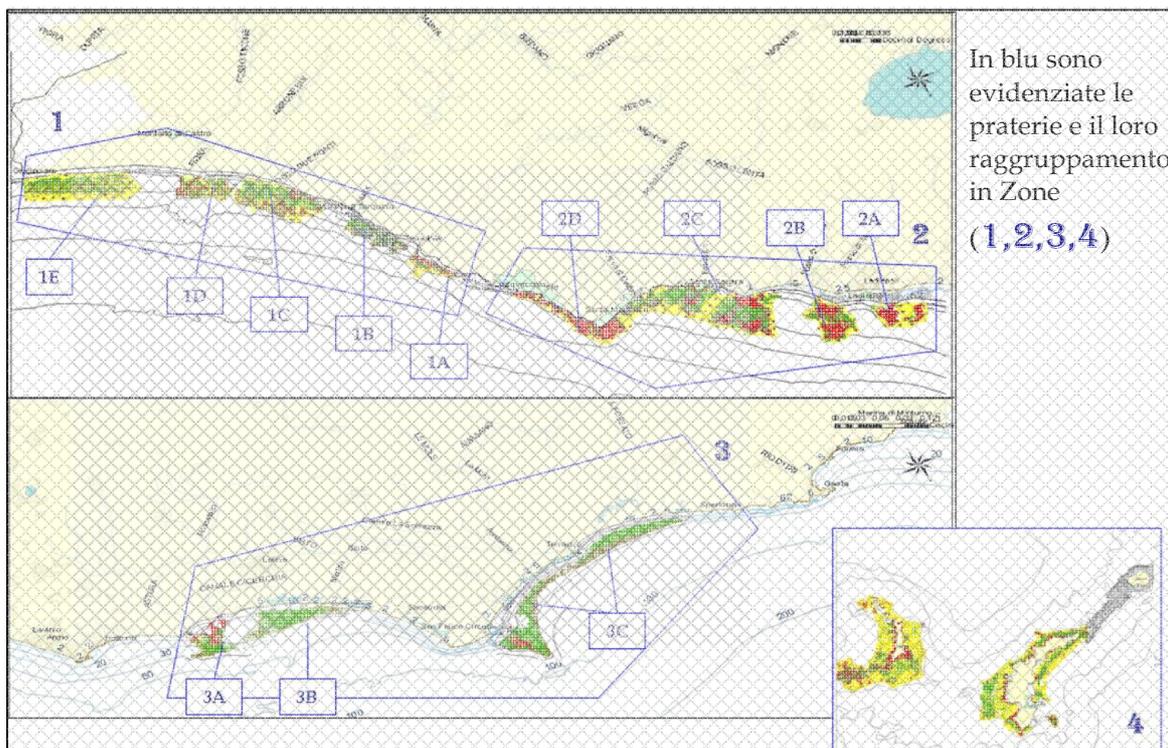


Fig.4 Le praterie di P.oceanica del Lazio: la suddivisione in macroaree di studio

3.1.1 ZONA 1 DA GRATICCIARA A SANTA SEVERA

Questa porzione di territorio è caratterizzata da una costa bassa e sabbiosa, con forti processi erosivi in atto. La linea di costa è interrotta da tre foci importanti fluviali che contribuiscono significativamente a determinarne la geomorfologia, l'idrologia e la dinamica di trasporto costiero.

Le caratteristiche climatiche dell'area ed i dati storici testimoniano che questo tratto di costa era originariamente caratterizzato da una striscia sabbiosa con dune e macchia mediterranea antistante zone paludose, sugherete e leccete tipiche della vegetazione mediterranea. In generale il territorio presenta un valore naturalistico medio-alto, dovuto ad una densità di popolazione mediamente bassa e alla presenza di habitat importanti (quali le zone umide e le praterie di *Posidonia oceanica*) e ad un livello di criticità ambientale decisamente contenuto.

Dal punto di vista insediativo, i principali centri sono Montalto di Castro e Tarquinia (dislocata presso la valle del fiume Marta), gruppi di insediamenti secondari sono costituiti dai centri balneari e marine sorti lungo la costa (Marina di Pescia Romana, Montalto Marina, Riva dei Tarquini e Tarquinia Lido) intervallati dalla presenza di pinete, che costituiscono la propaggine turistica a mare degli insediamenti storici. Emergenza visiva imponente è la struttura della centrale termoelettrica di Montalto che si configura come un grande recinto sulla costa nella porzione più a Nord, mentre a Sud appaiono significativi lo sfruttamento agricolo e la Riserva delle Saline.

Le praterie di questa zona si estendono in maniera pressoché continua dal confine con la Toscana (tra Pescia Romana e Graticciara) fino a Santa Severa. Si distinguono 5 praterie intervallate da discontinuità morfologiche del fondale e in corrispondenza delle foci dei fiumi Mignone, Marta, Arrone e Fiora, tanto da essere utilizzati come toponimi identificativi delle praterie stesse (Fig.6).

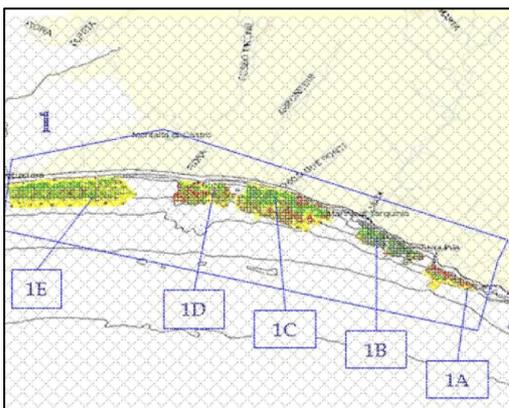
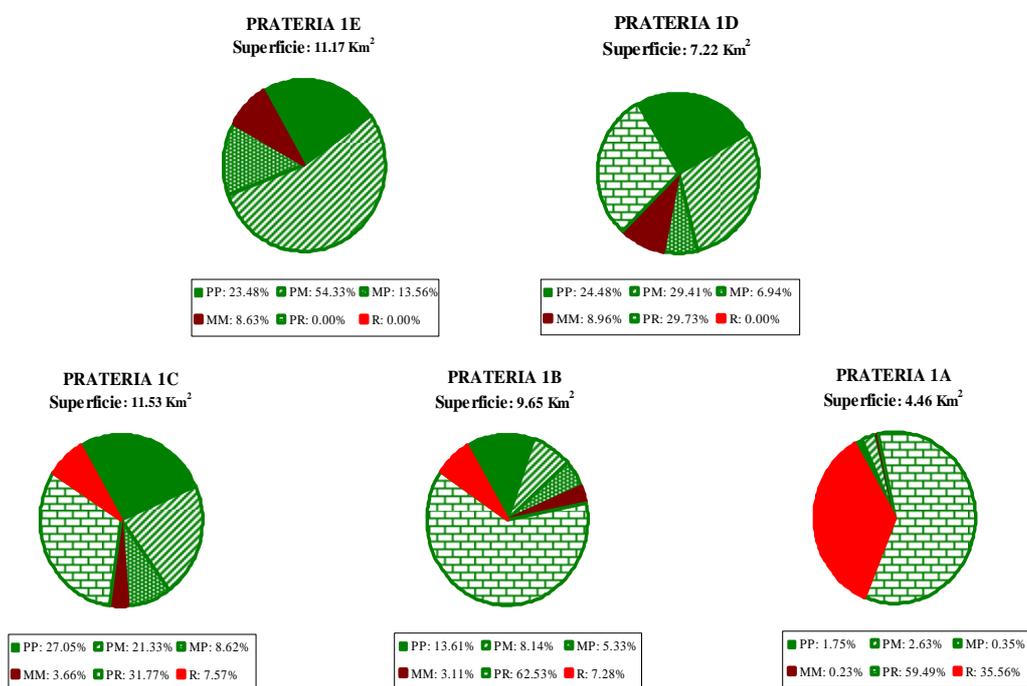


Fig 5. Le praterie di *P.oceanica* del Lazio Settentrionale: Zona 1

L'estensione media delle praterie della Zona 1 è di circa 9 Km² e, tranne la prateria più settentrionale (Chiarone-Fiora: 1E) che colonizza unicamente substrati mobili, il resto si estende anche su fondali di tipo roccioso. Come mostrato in Figura 7, la percentuale di prateria colonizzante il substrato roccioso aumenta mano a mano che ci si sposta verso le praterie più meridionali della zona, fino ad occupare più del 50% della superficie (praterie 1B e 1A).



LEGENDA:

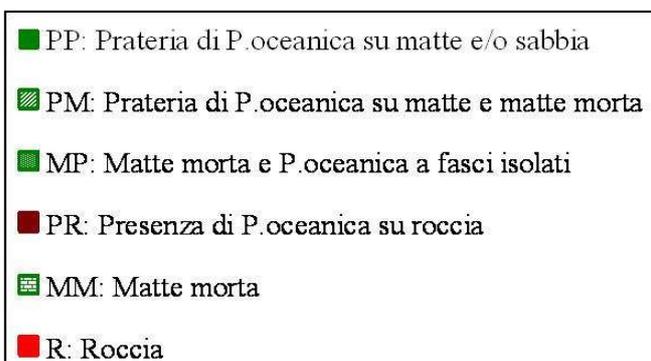


Fig. 6. Estensione delle praterie della Zona 1 e distribuzione percentuale delle tipologie

Analizzando lo stato di conservazione delle praterie e confrontando i risultati (Fig.8), si evidenzia la presenza di un trend positivo andando dalla prateria 1E alla prateria 1A. La categoria “*high conservation status*” aumenta infatti andando verso Sud e fino a rappresentare nelle praterie 1B ed 1A, oltre il 50% dei campioni. Le praterie 1E, 1D ed 1C presentano in buona parte anche condizioni di “*bad conservation status*” e “*moderate conservation status*” e in particolare la prateria 1E, è caratterizzata da stati di conservazione molto bassi.

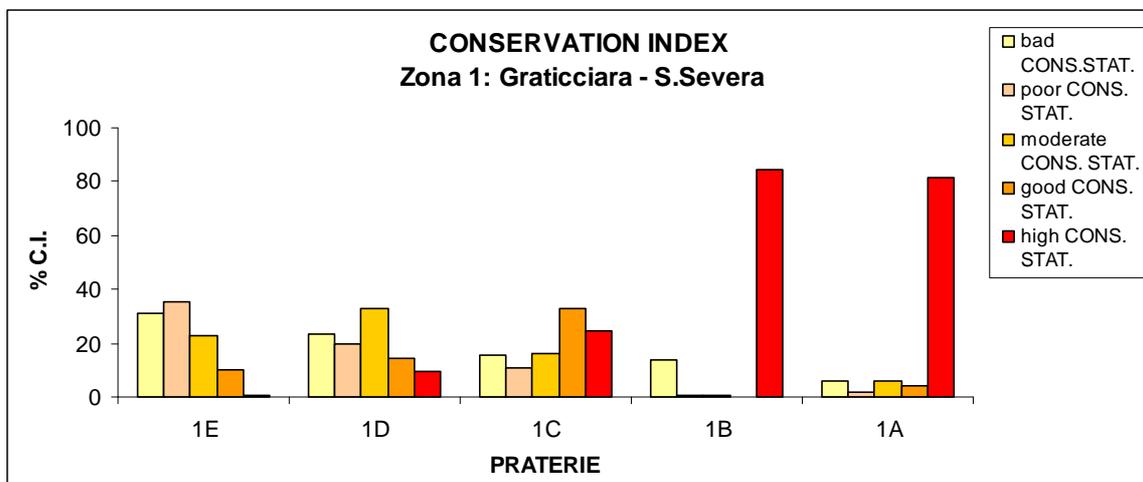


Fig.7. Conservation index delle praterie di *P.oceanica* della Zona1

Le differenze riscontrate negli stati di conservazione non sono però da imputare solamente ad un aumento o ad una diminuzione della presenza di matte morta nelle praterie. In presenza di un substrato roccioso il *Conservation Index* non può essere calcolato, pertanto nelle praterie in esame sono state considerate solo le porzioni di prateria su substrato mobile e spesso i risultati ottenuti rispecchiano solo una porzione dell'intera prateria. Sebbene il *Conservation index* sia un buon indicatore dello stato di salute di una prateria, le successive analisi di densità, regressione dei limiti e frammentazione del paesaggio consentiranno di approfondire le condizioni di salute delle praterie studiate.

PRATERIA 1E : "Chiarone - Fiora"

La prateria si estende per 11,17 Km², da 14 a 21 metri di profondità. Da una prima osservazione della cartografia appare altamente degradata, in particolare della zona est (in corrispondenza della centrale di Montalto) dove la copertura di Posidonia è compromessa da una cospicua presenza di matte morta. In generale "Prateria di *P.oceanica* su matte e/o sabbia" occupa il 23,5% della superficie totale, "Prateria di *P.oceanica* su matte e matte morta" il 54,3%, "Matte morta e *P.oceanica* a fasci isolati" il 13,6% e infine "Mate Morta" l'8,6% (fig. 8b).

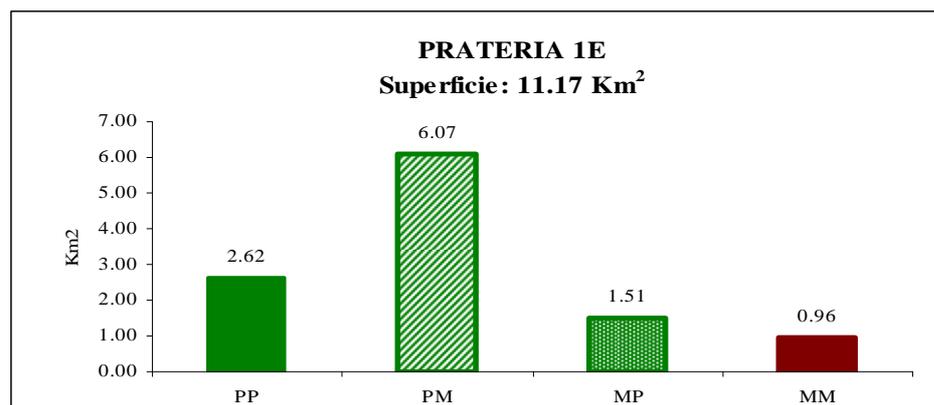
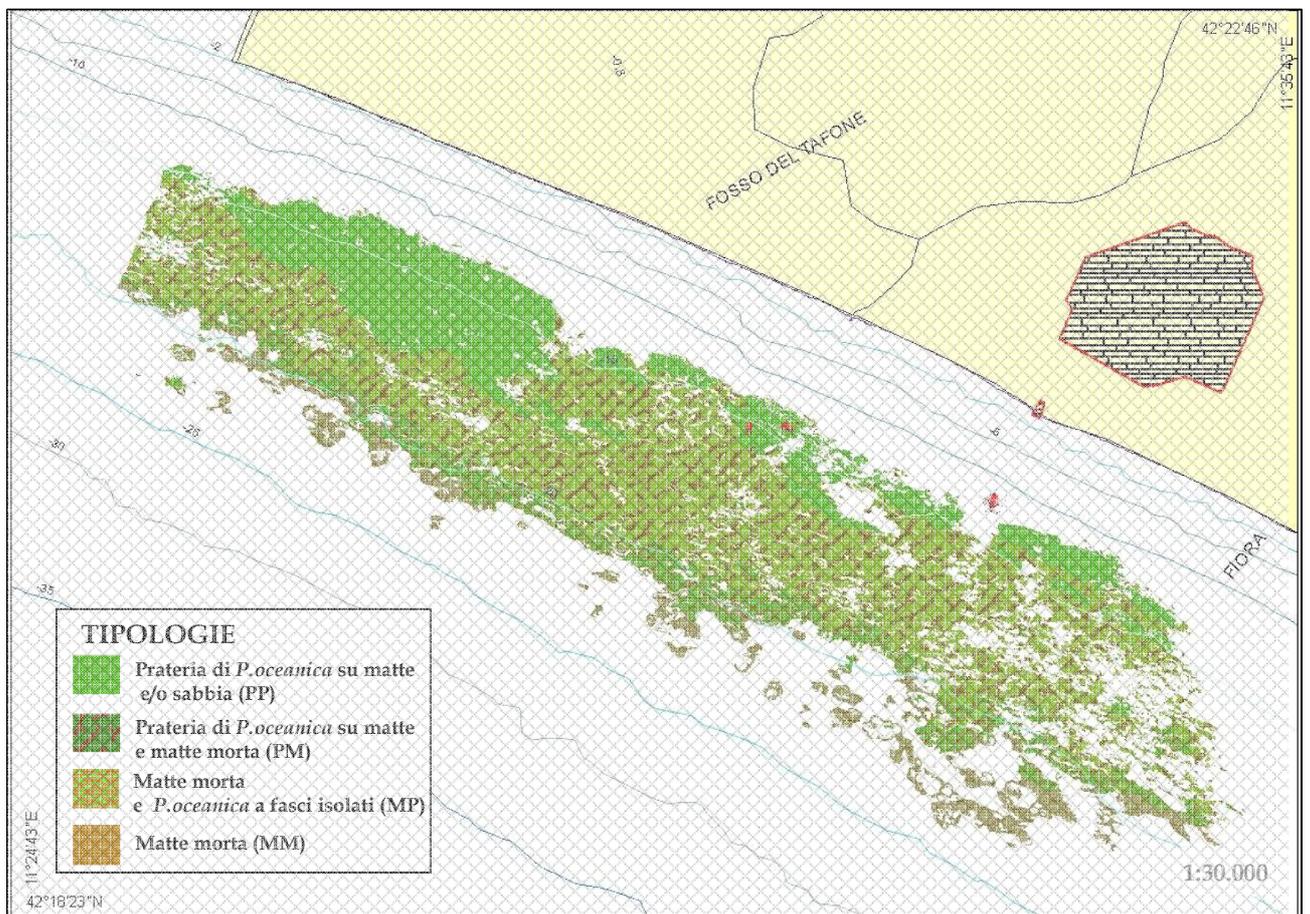


Fig.8 a) Cartografia zona 1E. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

Le carte del *Conservation Index* e della densità descrivono l'attuale stato di degrado della prateria (fig.10 a e b).

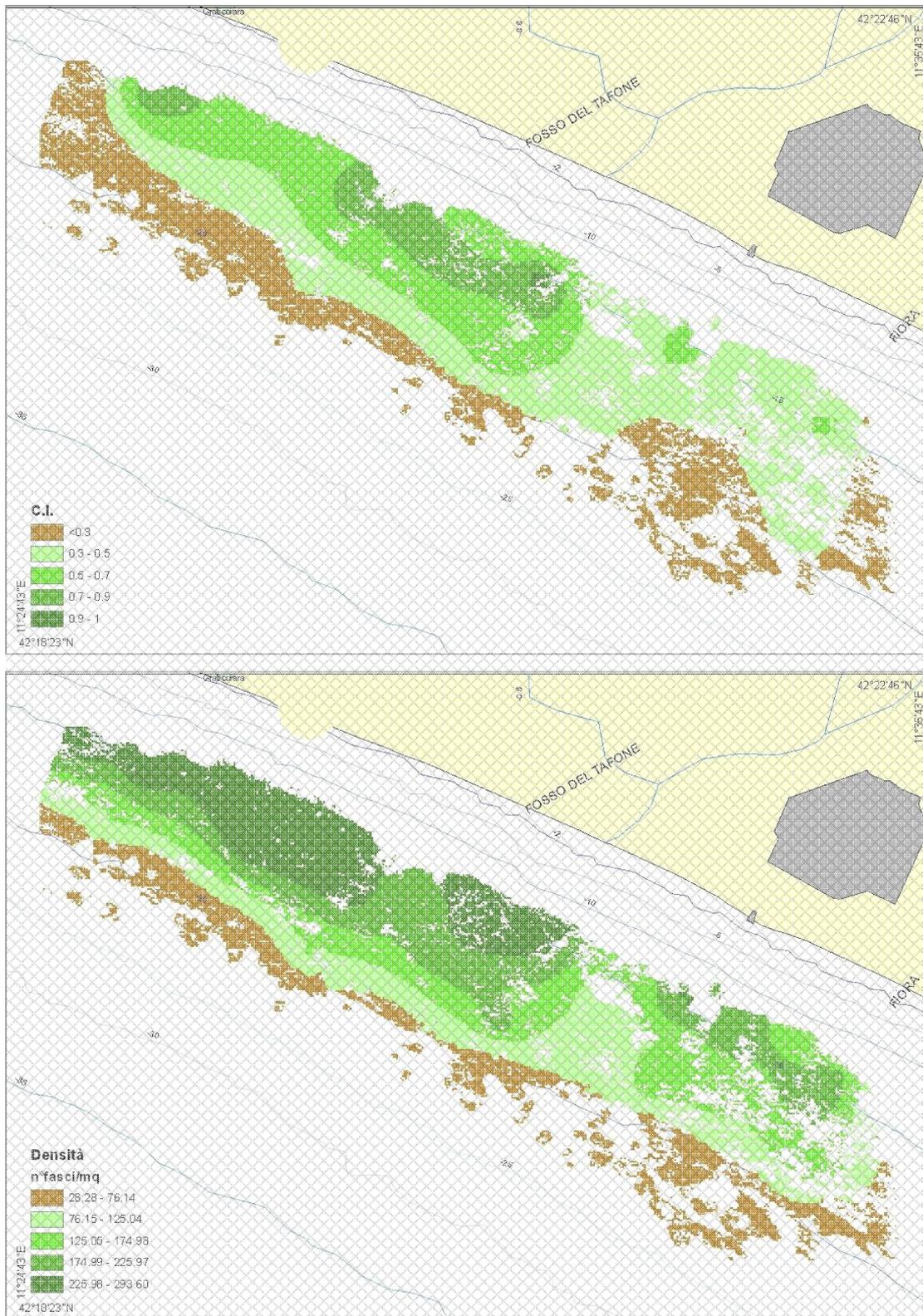


Fig.9 Prateria 1E :
a) Carta del *Conservation index* b) Carta delle densità (numero di fasci/mq)

La carta del *Conservation Index* mostra una prateria in stato di conservazione mediamente basso. L'indice diminuisce velocemente all'aumentare della profondità e le aree con valori di C.I. elevati (> di 0.9) sono sporadiche e confinate intorno alla batimetrica dei 15 m. La carta delle densità fogliari evidenzia in maniera più chiara un trend di degrado oltre che batimetrico (all'aumentare della profondità i valori di densità diminuiscono rapidamente), anche spaziale. La zona più a Ovest della prateria presenta infatti valori di densità mediamente elevati (225-300 fasci/m² fino a 18 m di profondità), ma oltre il fosso del Tafone i valori diminuiscono drasticamente (a 15 m di profondità la densità media è di 125-150fasci/m² e diminuisce ancora verso le profondità maggiori). Infine, entrambe le carte mostrano un particolare stato di degrado in corrispondenza della centrale di Montalto, dove la prateria è molto frammentata e i valori di densità e copertura sono molto bassi.

Nella prateria in esame l'andamento spaziale delle dei due descrittori è molto simile come mostrato anche il variogramma in figura 10, dove si evidenzia una anisotropia dei dati pressoché simile per tutte e tre le variabili.

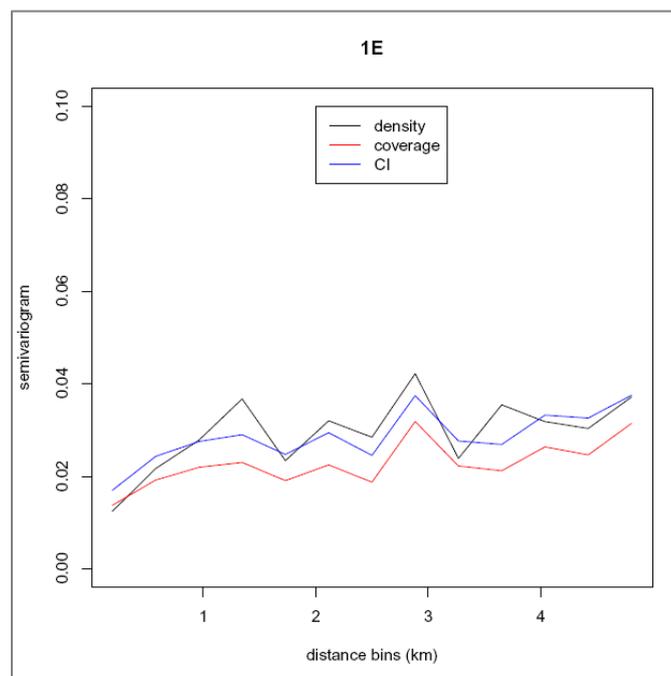


Fig.10 Variogramma dei valori di densità, copertura e *Conservation index* nella prateria 1E

PRATERIA 1D : "Punta Morelle"

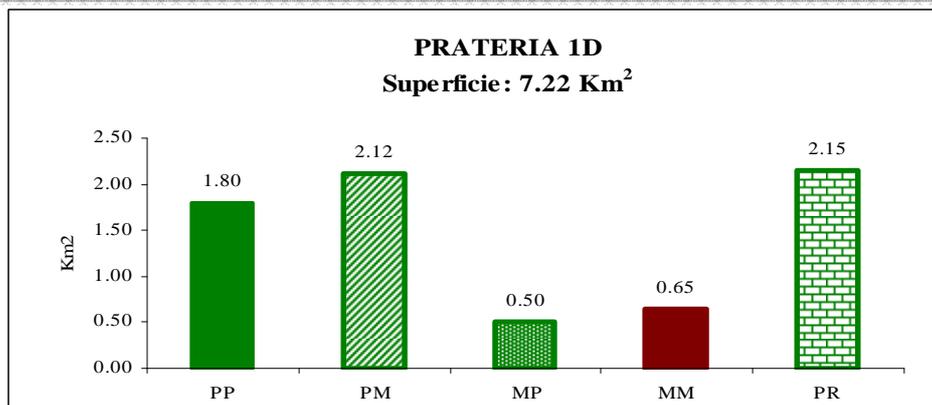
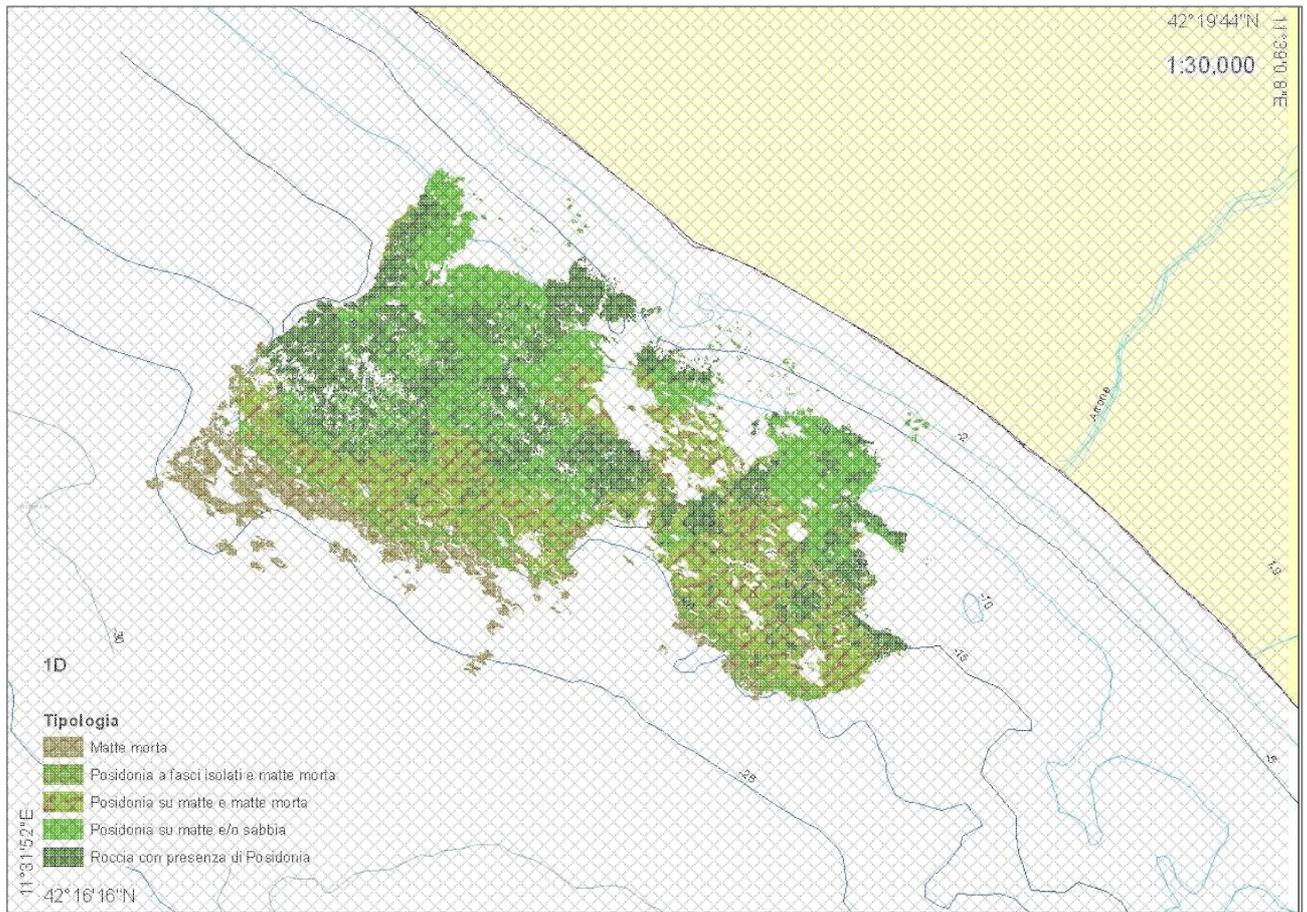


Fig.11 a) Cartografia zona 1D. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

La prateria si estende per circa 6 Km², da 2 a 25 metri di profondità, colonizzando sia fondali mobili che substrati di natura rocciosa ("Roccia con presenza di Posidonia"-PR- è la categoria predominante, occupando circa il 30% della superficie totale). Le porzioni di prateria che si sviluppano intorno alla roccia presentano gradi di copertura

diversi e la percentuale di matte morta, che inizia a comparire intorno ai 15 m, aumenta progressivamente all'aumentare della profondità (Fig.11). Le carte del C.I. e della densità (entrambe effettuate escludendo le aree di roccia) evidenziano infatti una condizione mediamente buona al di sopra di tale batimetrica, che declina però velocemente soprattutto dopo i 20 m di profondità (fig.12 a e b).

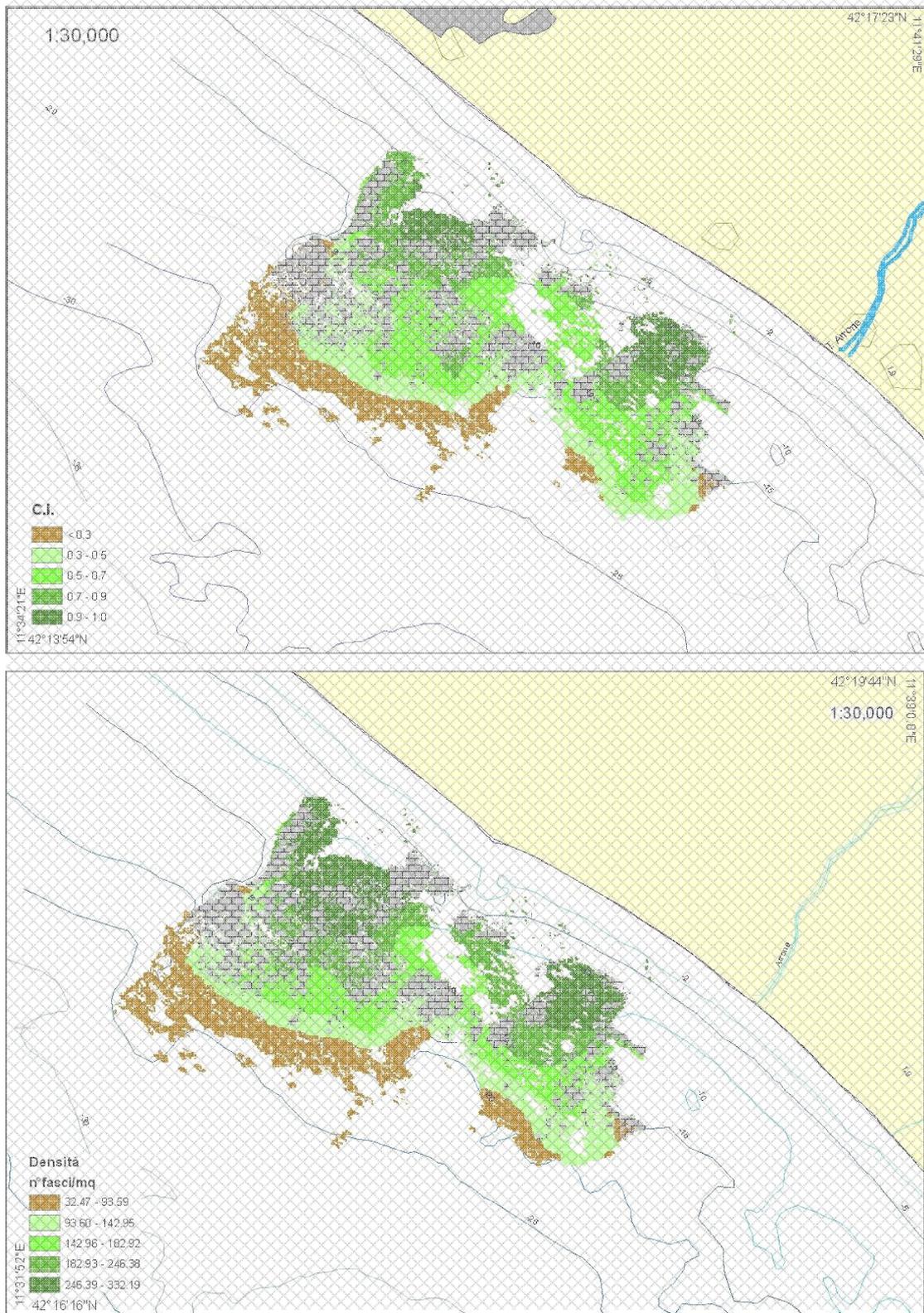


Fig.12 Prateria 1D :

a) Carta della copertura (Posidonia viva in %) b) Carta delle densità (numero di fasci/mq)

In generale, fino ai 20 m la prateria può essere considerata in equilibrio secondo la classificazione di Pergent *et al.* (1995) che considera le densità fogliari in rapporto alla profondità del fondale; dato che i valori di densità sono stimati tra 150-185 fasci/m², anche se i valori di copertura diminuiscono molto rapidamente all'aumentare della profondità. In particolare, la parte più degradata della prateria è sicuramente la zona più a ovest, dove già a 18 m i valori di densità non superano i 120 fasci/m² (il valore minimo per una prateria in equilibrio a 18m è di 200 fasci/m²) e i valori di copertura sono inferiori al 50% .

La cartografia del *Conservation Index* evidenzia un andamento spaziale simile a quello della densità, così come riportato anche dal variogramma in figura 14 (dove l'andamento del C.I. non si vede solo perché identico a quello della copertura). Si evidenzia pertanto anche in questo caso una diminuzione dei valori di copertura ed un aumento della matite morta (che portano ad una diminuzione dei valori del C.I.) all'aumentare della profondità, sebbene in maniera meno rapida rispetto ai valori di densità.

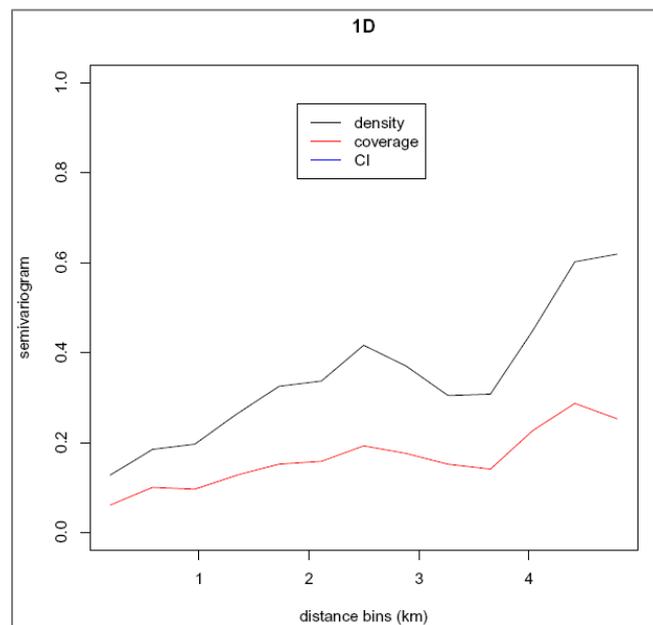


Fig.13 Variogramma dei valori di densità, copertura e *Conservation index* nella prateria 1D

PRATERIA 1C : "Arrone e Marta "

La prateria si estende per circa 11 Km², da 5 a 20 metri di profondità ed è confinata spazialmente dalle foci dei fiumi Marta e Arrone. Si sviluppa soprattutto su fondali di tipo roccioso (la categoria "Roccia con presenza di Posidonia" rappresenta infatti il 34,4% delle tipologie registrate) e appare articolata e frammentata in quanto attraversata da diversi canali di sabbia. Le prime chiazze di *P.oceanica* mista a Matte morta appaiono intorno a i 5-10 m di profondità, ma questo livello di copertura aumenta fino a diventare la tipologia predominante (insieme alla tipologia "Matte morta e *P.oceanica* a fasci isolati") dalla batimetria dei 20 m in poi (Fig.14).

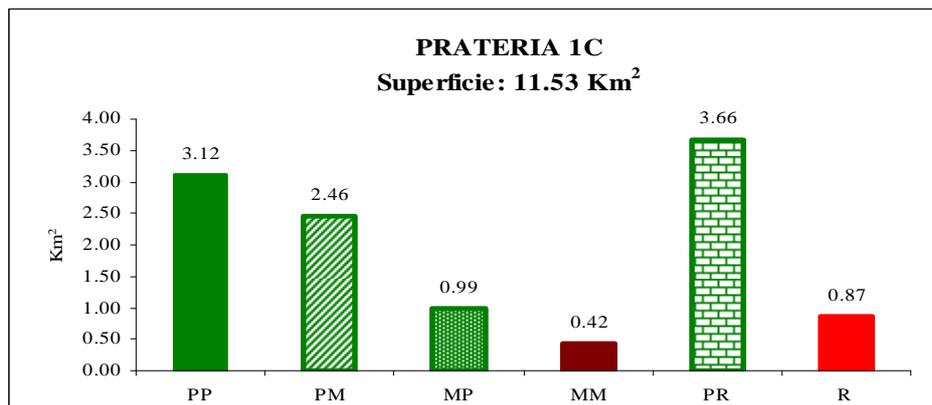
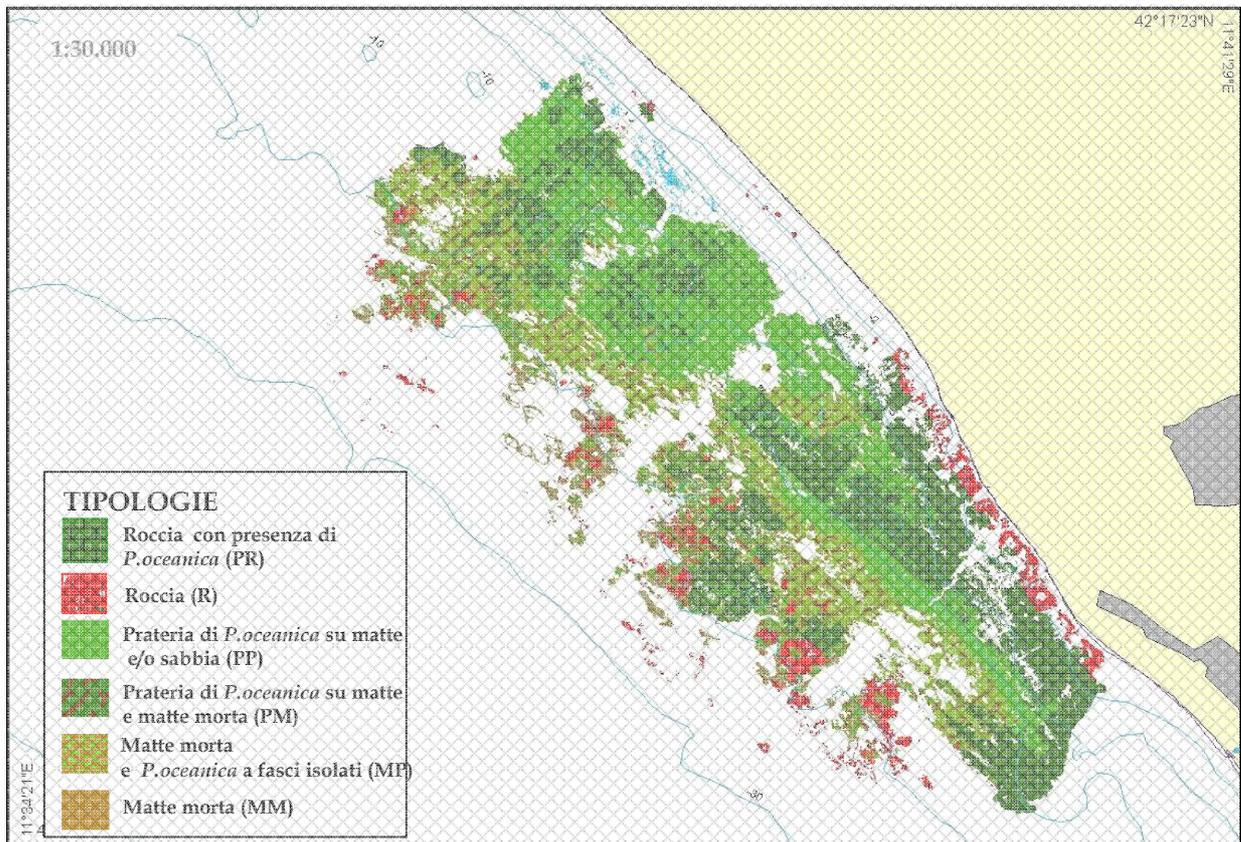


Fig.14 Prateria 1C :

a) Carta del Conservation index b) Carta delle densità (numero di fasci/mq)

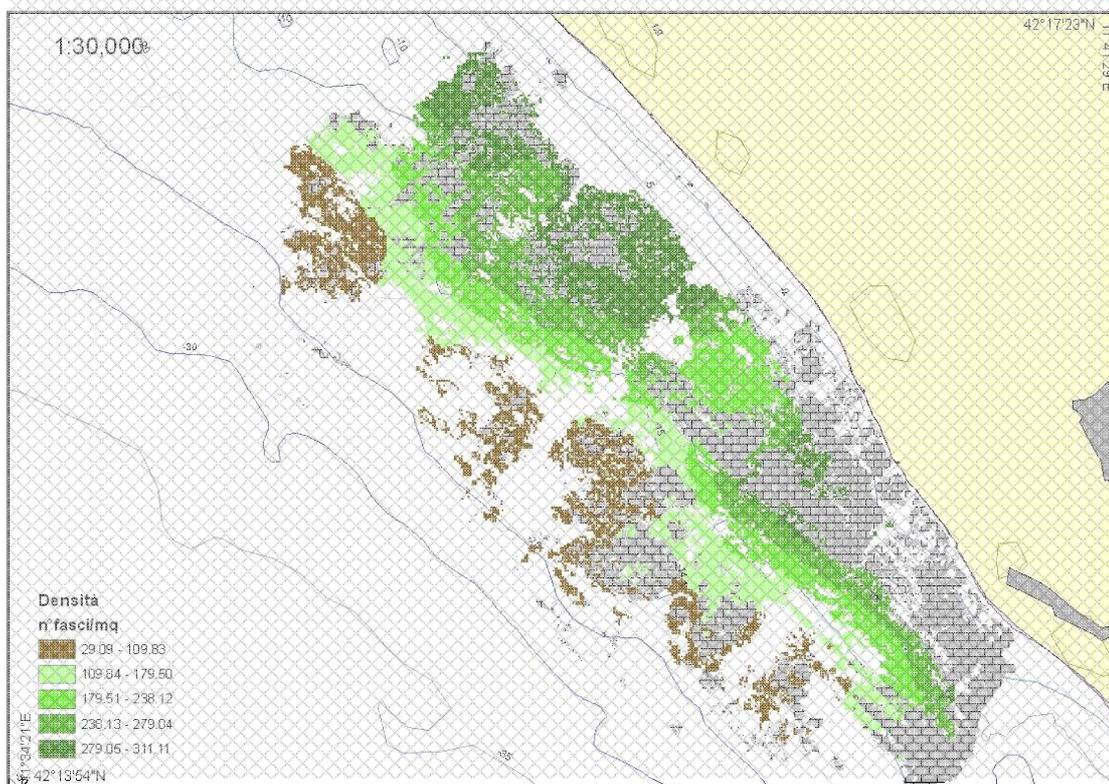
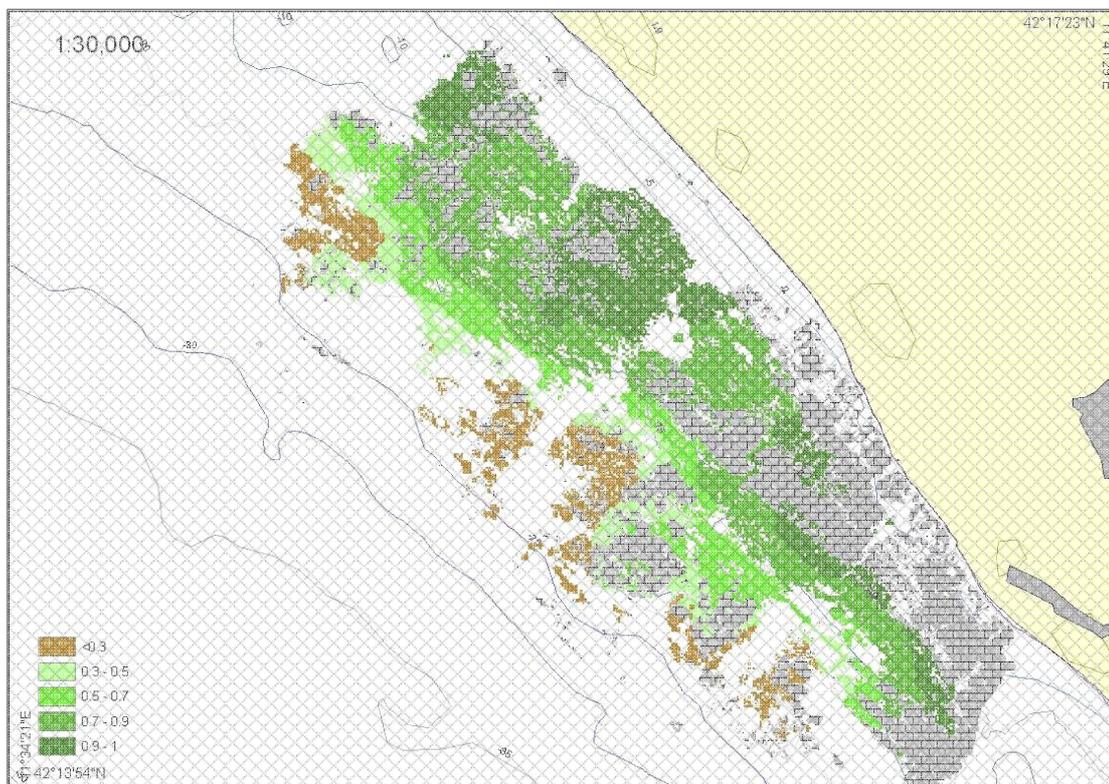


Fig.15 Prateria 1C :
a) Carta del Conservation index b) Carta delle densità (numero di fasci/mq)

Nella la prateria 1C tutte le tipologie di valori del *Conservation Index* sono presenti in maniera pressoché equivalente e la cartografia in Fig.16, ne evidenzia un trend negativo all'aumentare della profondità. Tale andamento è rispecchiato anche dai valori di densità, sebbene l'andamento dei variogrammi indichi un diverso grado di variabilità spaziale della densità rispetto alla copertura (e pertanto al C.I.). La maggiore inclinazione del variogramma (Fig.16) della densità è infatti sinonimo di un grado di continuità spaziale molto più ridotto, dovuto ad una diminuzione molto più rapida dei valori di densità rispetto a quelli della copertura. Tuttavia la predominanza del substrato roccioso in questa zona non consente la dimostrazione dell'esistenza di questo trend in tutta la prateria, giacché mancano i dati riguardo alla porzione di prateria colonizzante il substrato roccioso.

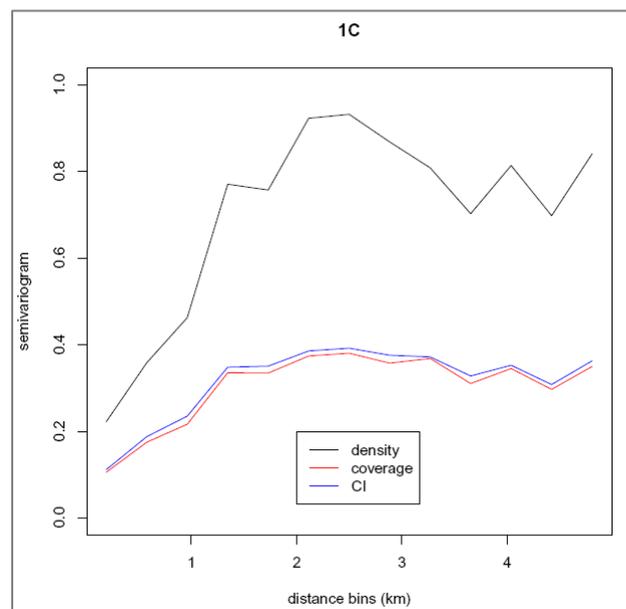
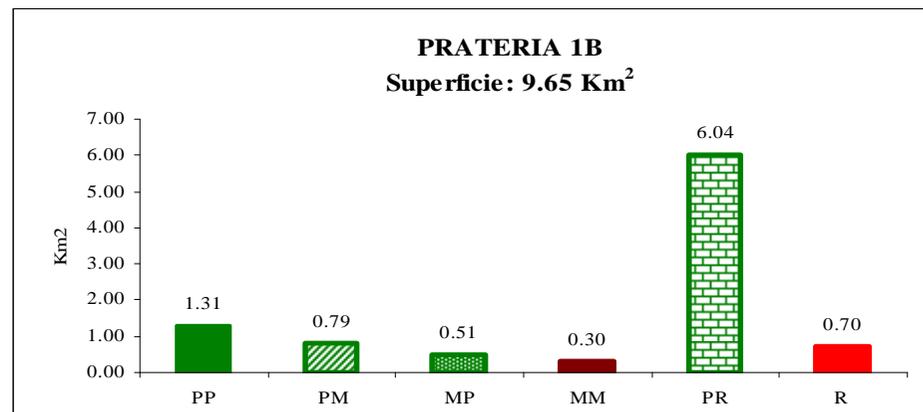
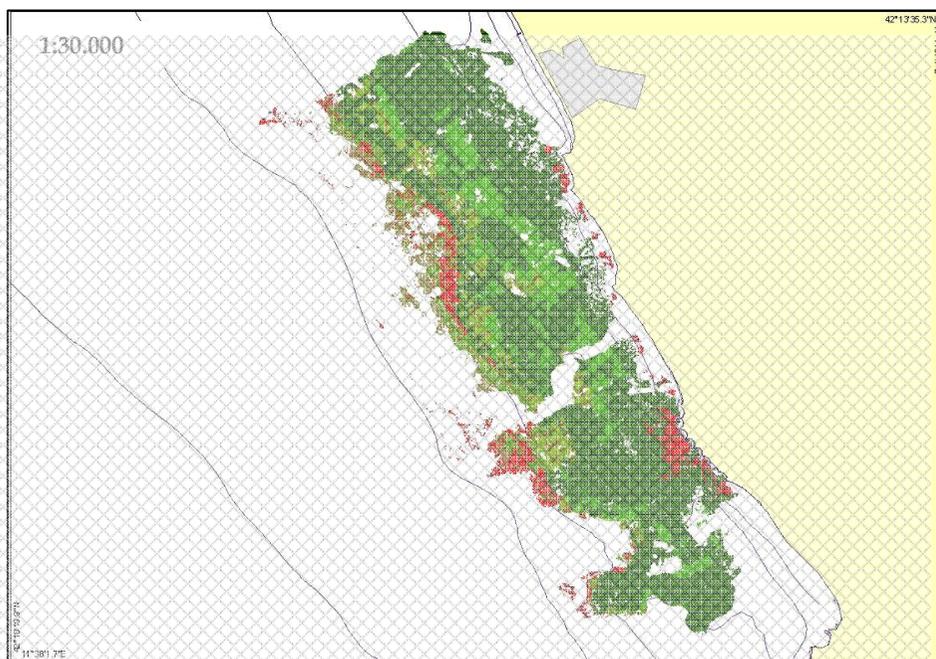


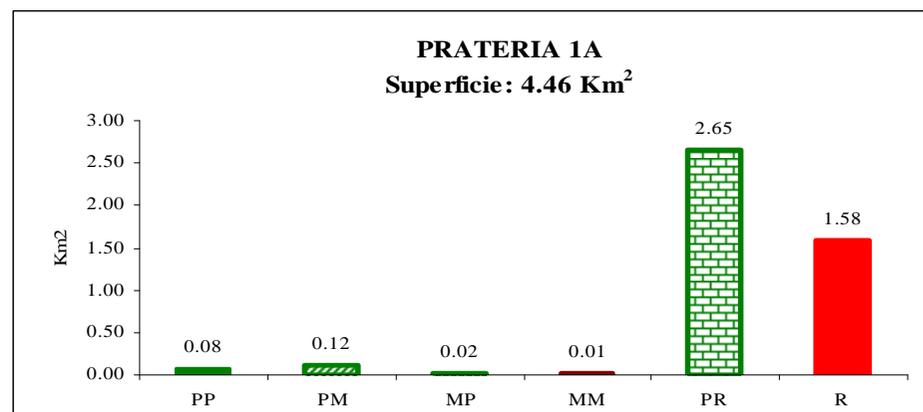
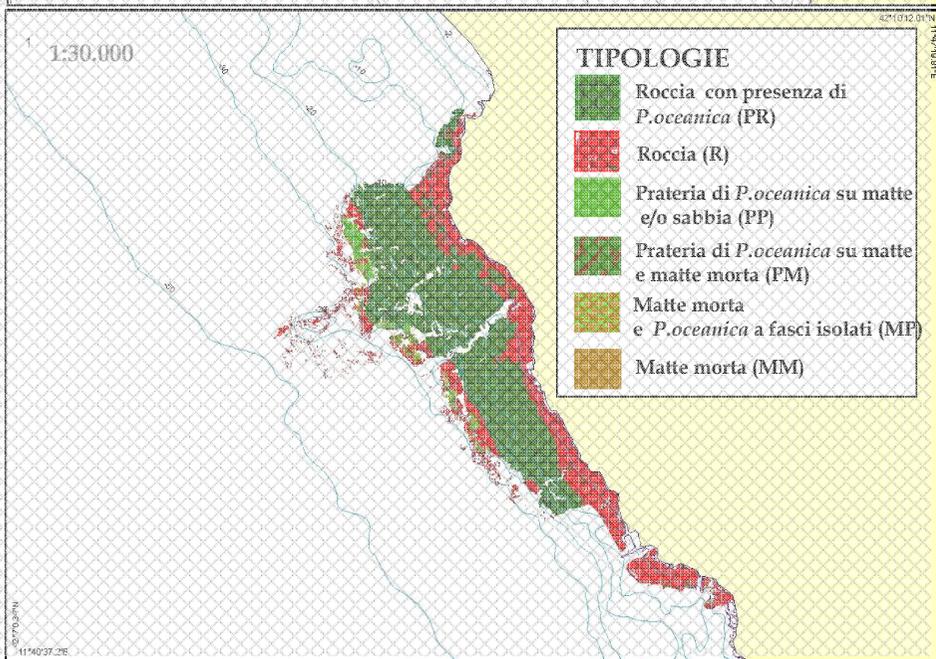
Fig.16 Variogramma dei valori di densità, copertura e *Conservation index* nella prateria 1C

**PRATERIE 1B e 1A : "Marina di Tarquinia-Punta Quaglia"
e "Punta S.Agostino-Mattonara"**

Le praterie che dal litorale di Tarquinia si estendono fino alla località denominata "Mattonara" hanno un'estensione di 9.65 e 4.46 Km², rispettivamente. Si estendono entrambe su un substrato prevalentemente roccioso e sebbene siano presenti porzioni di Posidonia su matte e di matte morta negli spazi di fondale libero, non è stato possibile effettuare misurazioni di densità e copertura che risultassero rappresentative dell'area in esame. Per questo verranno riportate solamente le cartografie di dettaglio delle due aree e gli istogrammi di frequenza delle distinte tipologie di copertura in ogni prateria (Fig. 17).



a



b

Fig.17: a) Cartografia ed estensione in Km² delle tipologie presenti per la prateria 1B
b) Cartografia ed estensione in Km² delle tipologie presenti per la prateria 1A

ZONA 2 DA CIVITAVECCHIA A LADISPOLI

Nella porzione più a Nord della zona, lunghi tratti di costa rocciosa e frastagliata si alternano a brevi tratti sabbiosi, condizionando fortemente l'assetto insediativo e infrastrutturale. Il territorio è altamente antropizzato per la presenza di strutture portuali e residenziali, i cui principali centri (Civitavecchia e Santa Marinella) si presentano come insediamenti con sviluppo lineare lungo la costa, nell'esiguo spessore del territorio compreso tra le emergenze morfologiche ed il mare.

Da Cerveteri spostandosi verso Sud, le coste diventano basse e di tipo sabbioso caratterizzate da un'alternarsi di centri urbani (es. Ladispoli) ed aree agricole, in parte derivanti da opere di bonifica della piana costiera e che in alcuni tratti arrivano fino a ridosso delle spiagge.

Le praterie di questa zona occupano i fondali da Civitavecchia fino a Ladispoli. Questi sono di natura prevalentemente rocciosa, pertanto le praterie appaiono molto articolate e discontinue (Fig. 18).

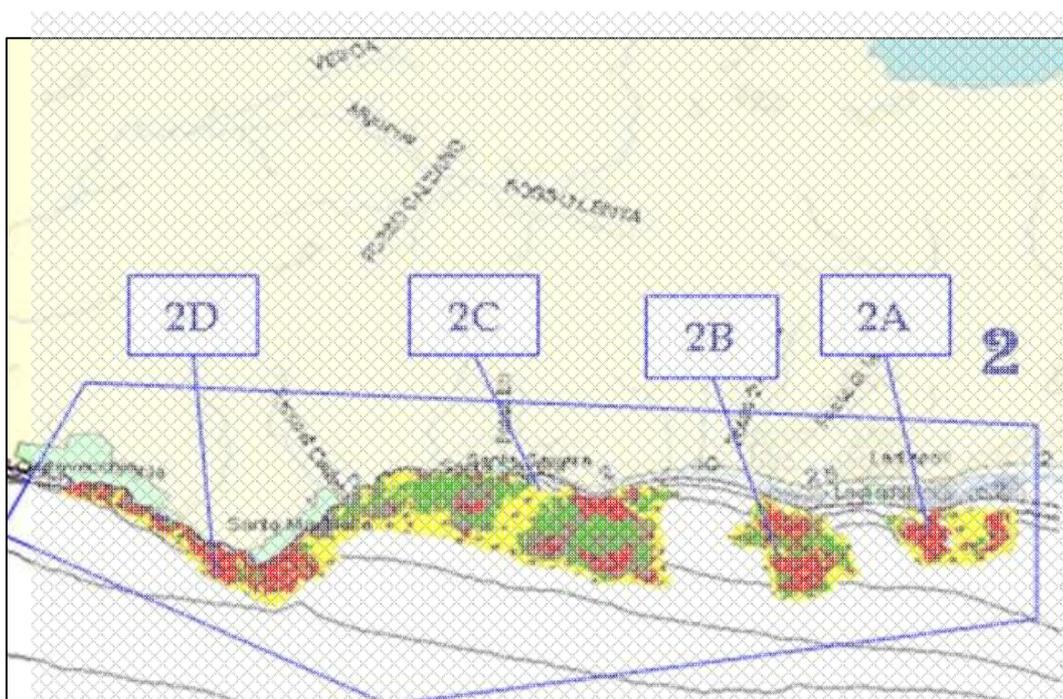


Fig 18. Le praterie di P.oceanica del Lazio Centrale: Zona 2

L'estensione media delle praterie della Zona 2 è di circa 8 Km², tutte si sviluppano colonizzando sia il substrato roccioso che gli interstizi di sabbia presenti tra le rocce, con percentuali e livelli di copertura variabili, ma tendenzialmente bassi. Tutte le praterie mostrano un'elevata percentuale di roccia non colonizzata che rende articolato e naturalmente discontinuo il paesaggio sottomarino (Fig.19-20).

La presenza di roccia ha reso spesso difficoltosi tanto i campionamenti attuali quanto quelli passati, e la cartografia è stata realizzata essenzialmente tramite l'interpretazione delle immagini sonar. Per questo motivo non sono state effettuate elaborazioni di kriging per produrre carte dello stato di conservazione e densità con dati rilevati da immersioni.

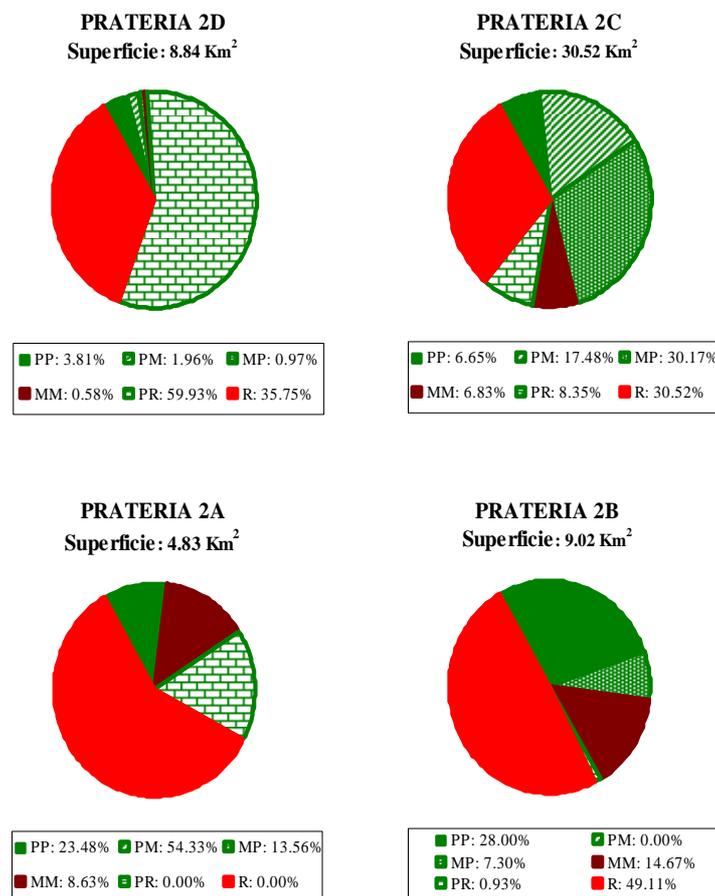


Figura 19. Estensione delle praterie della Zona 2 e distribuzione percentuale delle tipologie.

LEGENDA:

■ PP: Prateria di <i>P.oceanica</i> su matte e/o sabbia	■ PR: Presenza di <i>P.oceanica</i> su roccia
■ PM: Prateria di <i>P.oceanica</i> su matte e matte morta	■ MM: Matte morta
■ MP: Matte morta e <i>P.oceanica</i> a fasci isolati	■ R: Roccia

PRATERIA 2D : Da Civitavecchia a Santa Marinella

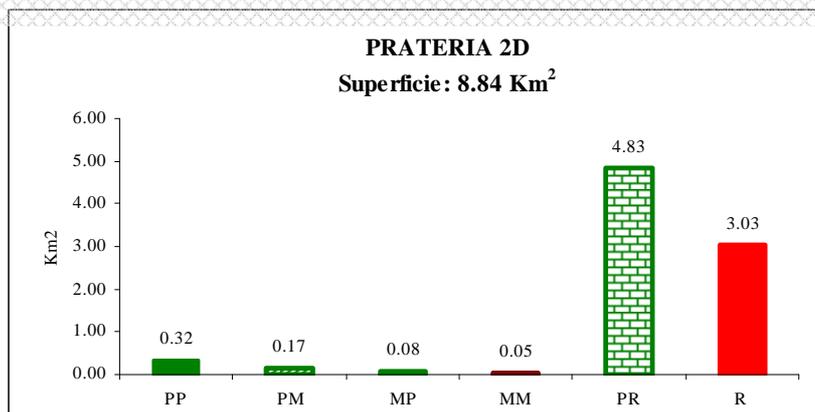
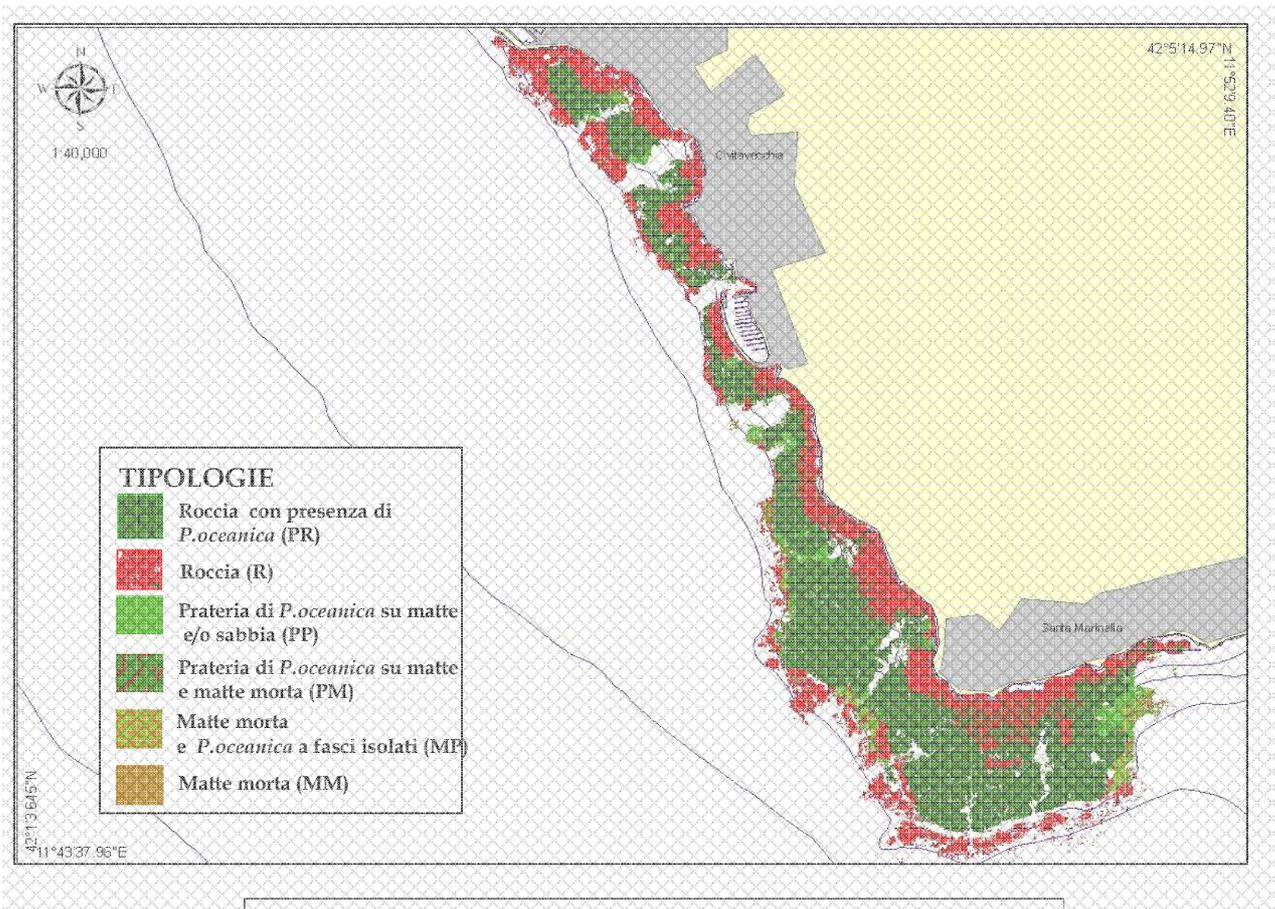


Fig.20 a) Cartografia zona 2D . b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

La prateria si estende nel litorale tra Civitavecchia e Santa Marinella dai 2 ai 23m circa di profondità, su un substrato di natura rocciosa che caratterizza tutti i fondali investigati. P.ocenica si estende in parte anche su substrato mobile (e tutte le classi di

copertura sono rappresentate), tuttavia questa porzione rappresenta meno del 7% di tutta la superficie. In generale la prateria si presenta come una fascia parallela alla costa a volte interrotta da canali di sabbia e larga dai 300 ai 700 m. Nella parte più a Nord della prateria (in corrispondenza di Riva di Traiano) sono stati rilevati in immersioni puntuali anche porzioni di prateria con copertura pari al 100% e densità dei fasci intorno ai 300 per mq, tuttavia mano a mano che ci si sposta verso sud la porzione di substrato roccioso non colonizzato da Posidonia tende ad aumentare, in particolare in corrispondenza di Santa Marinella, dove infine la prateria si interrompe.

PRATERIA 2C : Da Santa Marinella a Santa Severa

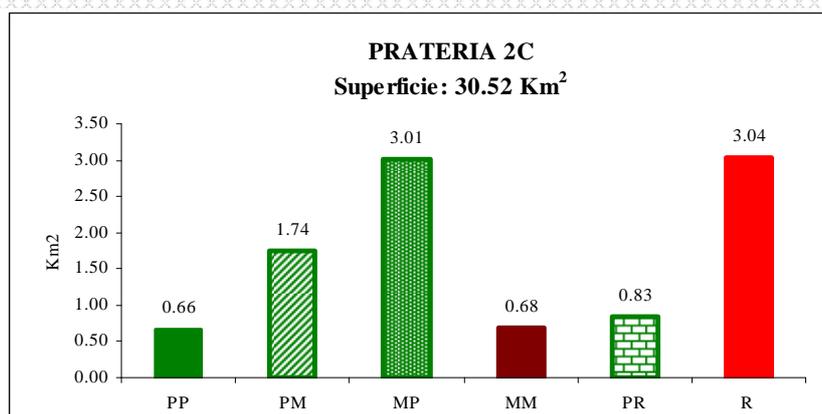
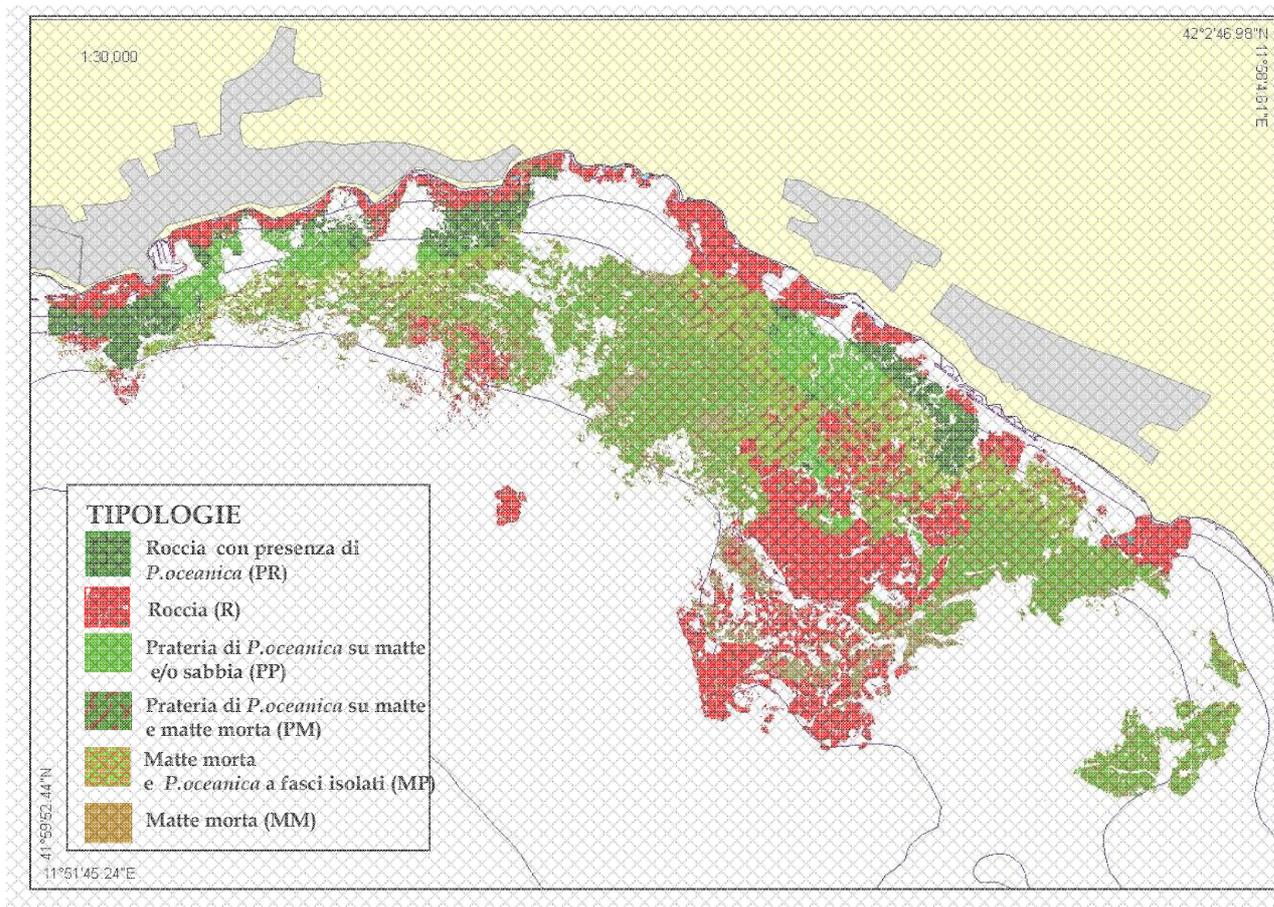


Fig.21 a) Cartografia zona 2C. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

A differenza delle altre praterie del Lazio centrale, questa si sviluppa in larga parte su un substrato di tipo mobile. Solo in corrispondenza del porto di S.Marinella il fondale è caratterizzato ancora da substrato roccioso ma superato il porto, la tipologia di fondale

vari, lasciando spazio a Posidonia su matte e/o sabbia a diversi livelli di copertura. Sebbene a livello di superficie la prateria sia molto estesa, il limite superiore si trova mediamente intorno alla batimetrica dei 5m e quello inferiore non supera mai i 20m. La porzione di Prateria che si estende su fondali mobili appare molto degradata: i livelli di copertura sono inferiori al 70% già a 12 m di profondità e oltre i 15 m la categoria predominante è “Matte morta con Posidonia a fasci isolati”. Anche per questa zona non essendo disponibili sufficienti dati per effettuare le interpolazioni spaziali in maniera corretta, non è stato possibile creare le cartografie della densità e del *Conservation Index*.

PRATERIA 2B : Ladispoli

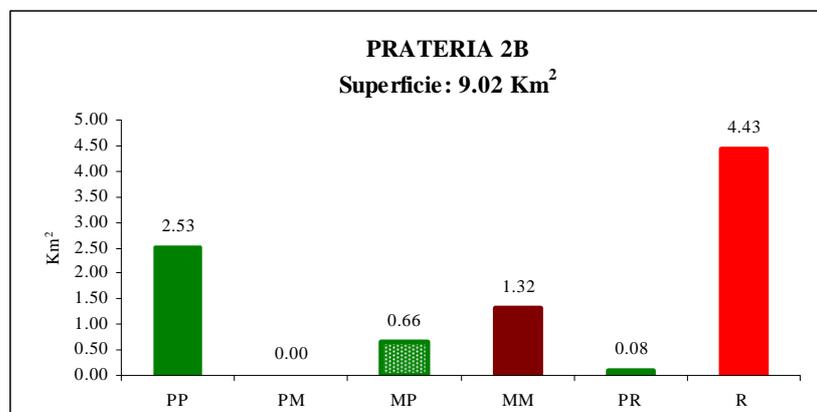
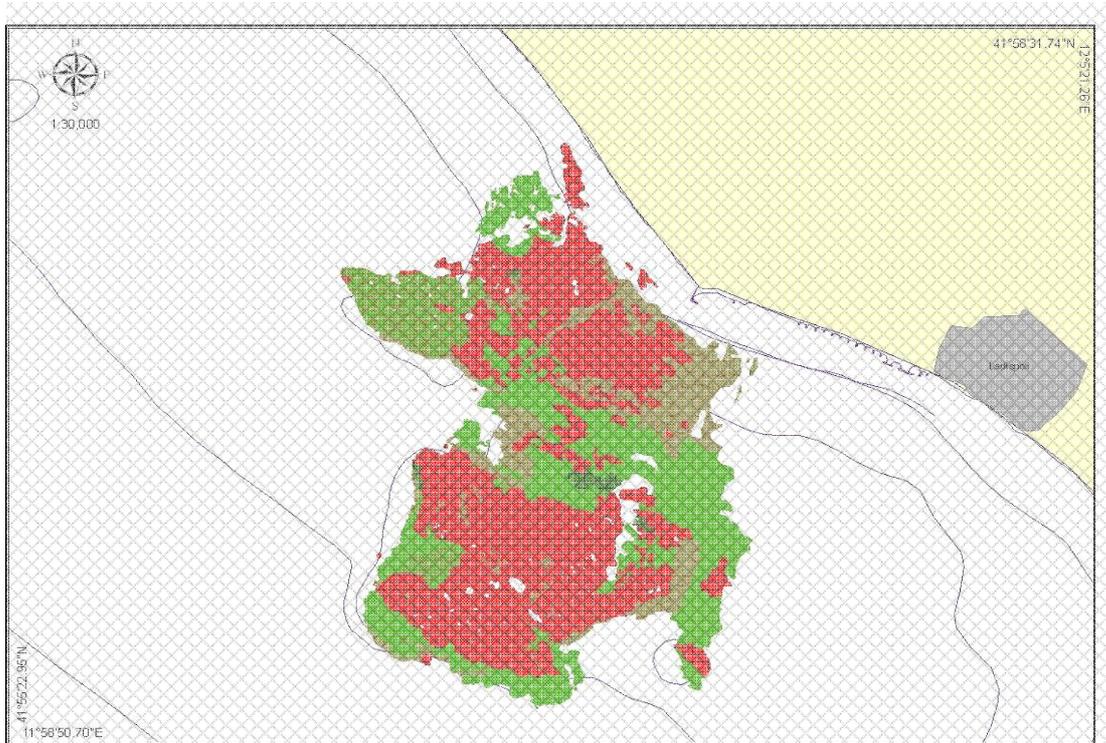


Fig.22 a) Cartografia zona 2B. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

In questa zona *Posidonia oceanica* ha un'estensione così limitata, da non poter essere propriamente definita una prateria. Intorno ad un substrato prevalentemente roccioso (le "Secche di Torre Flavia"), la presenza della fanerogama è limitata a poche chiazze in corrispondenza dei canali sabbiosi che si intervallano alle formazioni rocciose, sulle quali si sviluppa in maniera molto limitata. Tra la batimetria dei 5 e 10 m sono presenti chiazze di matite morta alternata a *Posidonia* e roccia biocostruita.

PRATERIA 2A : Secche di Palo

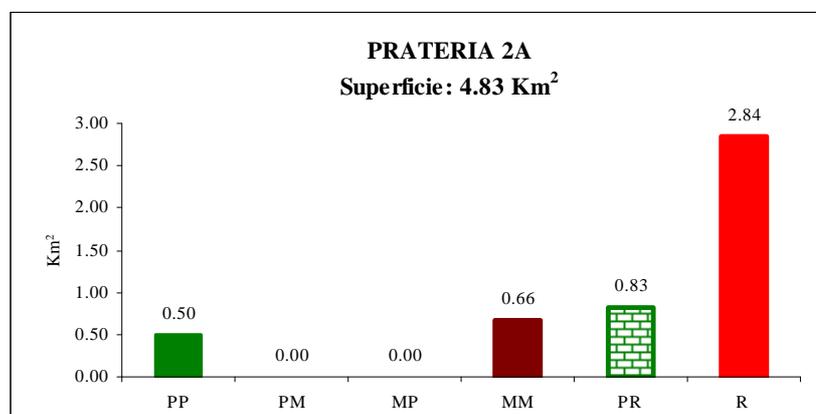
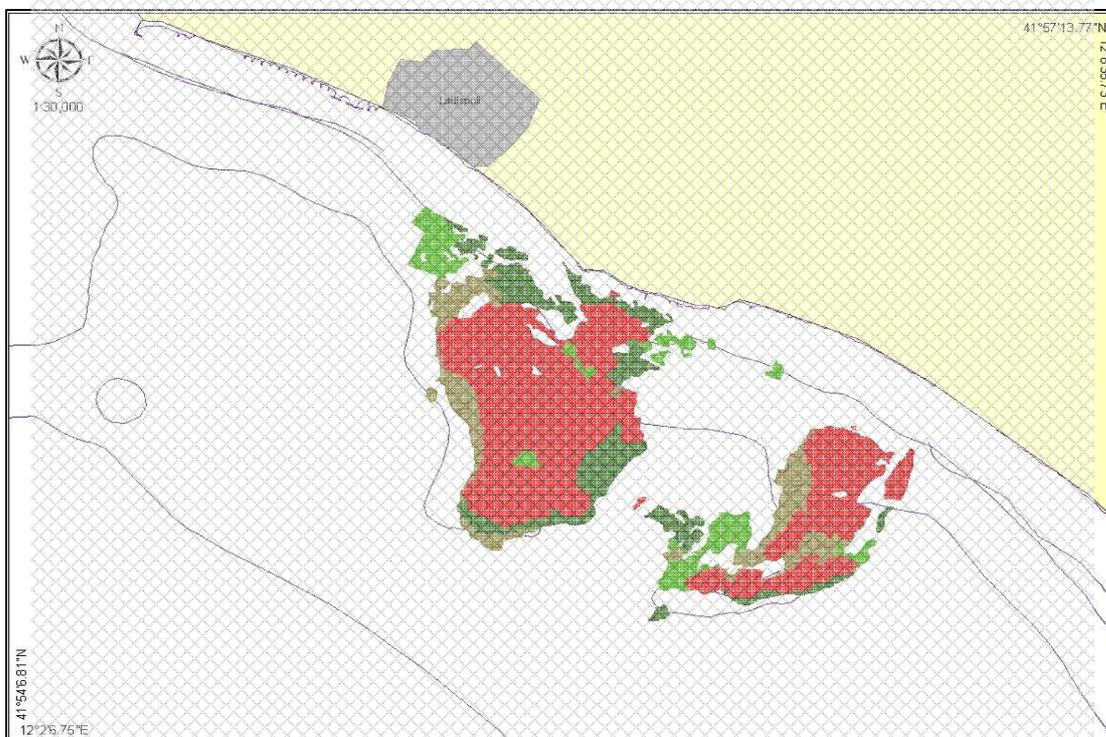


Fig.23 a) Cartografia zona 2A. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

Così come a Nord di Ladispoli, anche in corrispondenza di queste secche la presenza di Posidonia è molto bassa. Non sono disponibili neanche dati storici che ne accertino una presenza passata, ma dai rilievi Side Scan Sonar è stato possibile distinguere e delimitare i margini della roccia e distinguere le porzioni con presenza di *P. oceanica*.

ZONA 3

DA TORRE ASTURA A SPERLONGA

Da Torre Astura fino alla città di Fondi, la porzione più meridionale del litorale laziale comprende due distinti bacini separati dal promontorio del Circeo.

Tra Torre Astura e Capo Circeo, l'area si caratterizza per la presenza della pianura bonificata in cui l'agricoltura intensiva ricopre ben oltre la metà dell'intero contesto costiero, fortemente soggetto a inquinamenti legati all'uso agricolo del suolo. La costa (bassa e sabbiosa) è caratterizzata da un'accentuata urbanizzazione ed è fortemente soggetta a erosione. Tra la pianura e la linea di costa, si interpongono due cordoni di dune all'interno delle quali è presente un sistema di quattro laghi salmastri, rimanenze della laguna che occupava la depressione.

L'uso intensivo ed incontrollato dell'area ai fini turistici ha alterato significativamente e in parte ormai compromesso molti degli ecosistemi dunali, che rappresentano la vegetazione potenziale per questo ambito costiero (es. dune di Sabaudia invase dalle case estive), e delle aree umide retrodunali. Nonostante ciò rimangono soprattutto nei comuni di Sabaudia, e parzialmente di Latina, importanti ed estese aree umide, la maggior parte delle quali ricadono nel Parco Nazionale del Circeo, a cui si sovrappongono altre forme di tutela (SIC, ZPS).

In corrispondenza di Capo Circeo, la natura geologica e fisiografica del promontorio influisce sulla dinamica costiera, sulla tipologia di costa (interamente alta e rocciosa) e sul clima locale, nettamente differenziato da quello delle aree bonificate adiacenti. L'area del promontorio mostra ancora un buon grado di naturalità, ed è parte integrante nel Parco Nazionale.

In contiguità con il promontorio del Circeo, il tratto di costa che si sviluppa da Terracina fino a Fondi è caratterizzato prevalentemente da coste basse e sabbiose e dalla presenza di una forte urbanizzazione lungo costa. L'area è contraddistinta da una vocazione del territorio quasi esclusivamente ad uso agricolo (70%), occupando quasi tutto il territorio ad esclusione delle zone collinari/montuose dei Monti Ausoni Meridionali. Particolarmente significativa è la presenza di colture orticole in serra a

ridosso dei rilievi, attività che influenza la qualità delle acque sotterranee esponendole a forte rischio di inquinamento intensivo da nitrati.

A loro volta i corsi d'acqua superficiali di tutta la zona, essendo stati canalizzati per uso agricolo, presentano valori di inquinamento molto elevati. La scarsa qualità dei corsi d'acqua ha un impatto diretto sulla balneabilità delle acque costiere, che viene interdetta in corrispondenza delle foci dei fiumi maggiormente inquinati come per esempio l'Uffente.

In questa porzione di litorale, suddivise in due bacini dal promontorio del Circeo, si individuano 5 praterie: due tra Torre Astura e Capo Circeo (una proprio in corrispondenza di Torre Astura - prateria 3°- ed una antistante il Lago di Caprolace - 3B-) e altre 3 grandi praterie sono presenti tra Capo Circeo e Sperlonga (Fig.24).

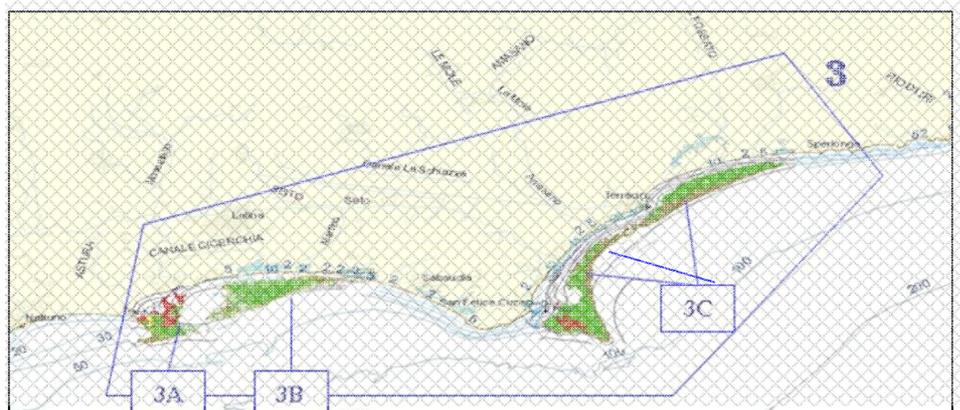


Figura 24. Praterie di P. oceanica della Zona 3

Queste ultimi oggi si presentano come tre praterie separate, la presenza di matte morte ai confini laterali delle 3, lascia presupporre che una volta tali aree fossero congiunte.

L'estensione media delle praterie è di circa 14 Km² e, ad eccezione della prateria antistante Torre Astura (3A) e di una piccola porzione della prateria di Capo Circeo, si sviluppano tutte su substrati di tipo mobile (Fig.24). La percentuale di matte morte a tra la Posidonia varia a seconda della prateria in esame con modalità distinte, e in generale le praterie si presentino in condizioni di salute molto variabili (Fig.25).

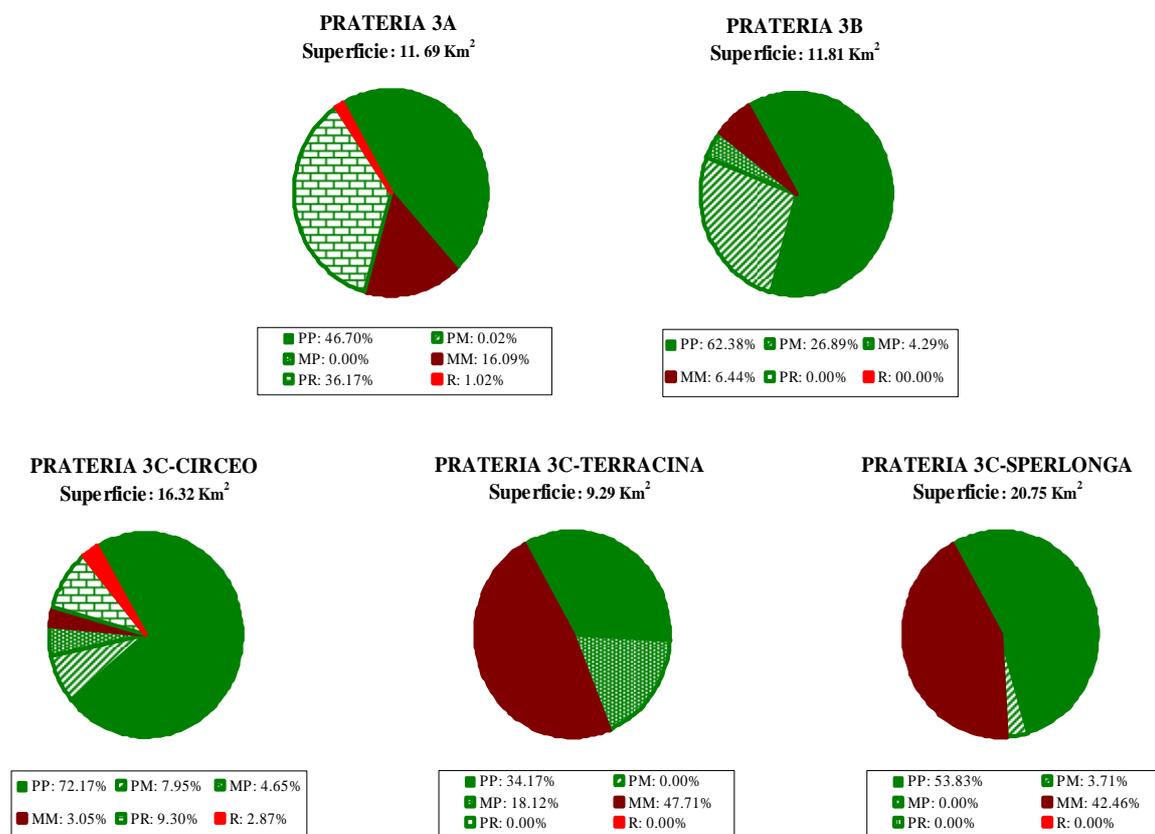


Figura 25. Percentuale delle tipologie presenti nelle praterie della Zona 3 .

LEGENDA:

■	PP: Prateria di P.oceanica su matte e/o sabbia
▨	PM: Prateria di P.oceanica su matte e matte morta
▩	MP: Matte morta e P.oceanica a fasci isolati
■	PR: Presenza di P.oceanica su roccia
▨	MM: Matte morta
■	R: Roccia

Non si evidenzia infatti un particolare trend spaziale per lo stato di conservazione delle praterie, sebbene le praterie di Terracina e Sperlonga presentino un evidente stato di degrado, rispetto alle altre. Le praterie 3A, 3B e la prateria antistante il promontorio del Circeo si trovano uno stato di conservazione mediamente buono, e in particolare la prateria del Circeo ("3C-CIR") presenta quasi ovunque uno stato di conservazione ottimale.

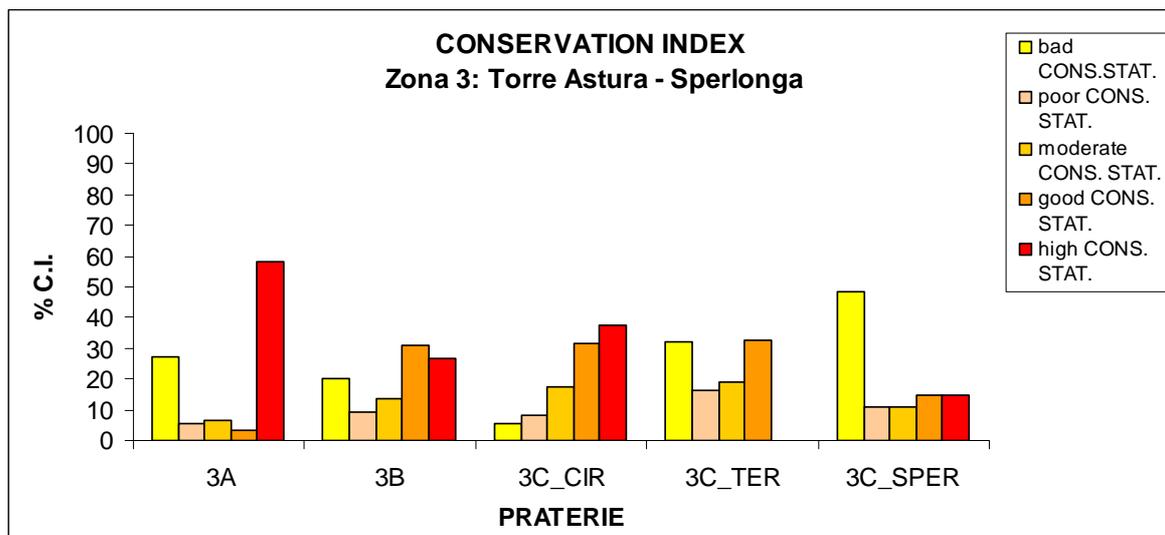


Fig 26. Conservation index delle praterie di *P.oceanica* della Zona3

PRATERIA 3A : "Torre Astura"

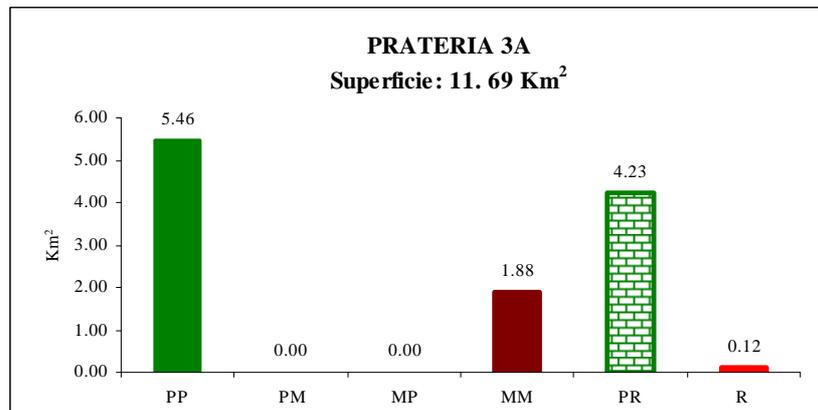
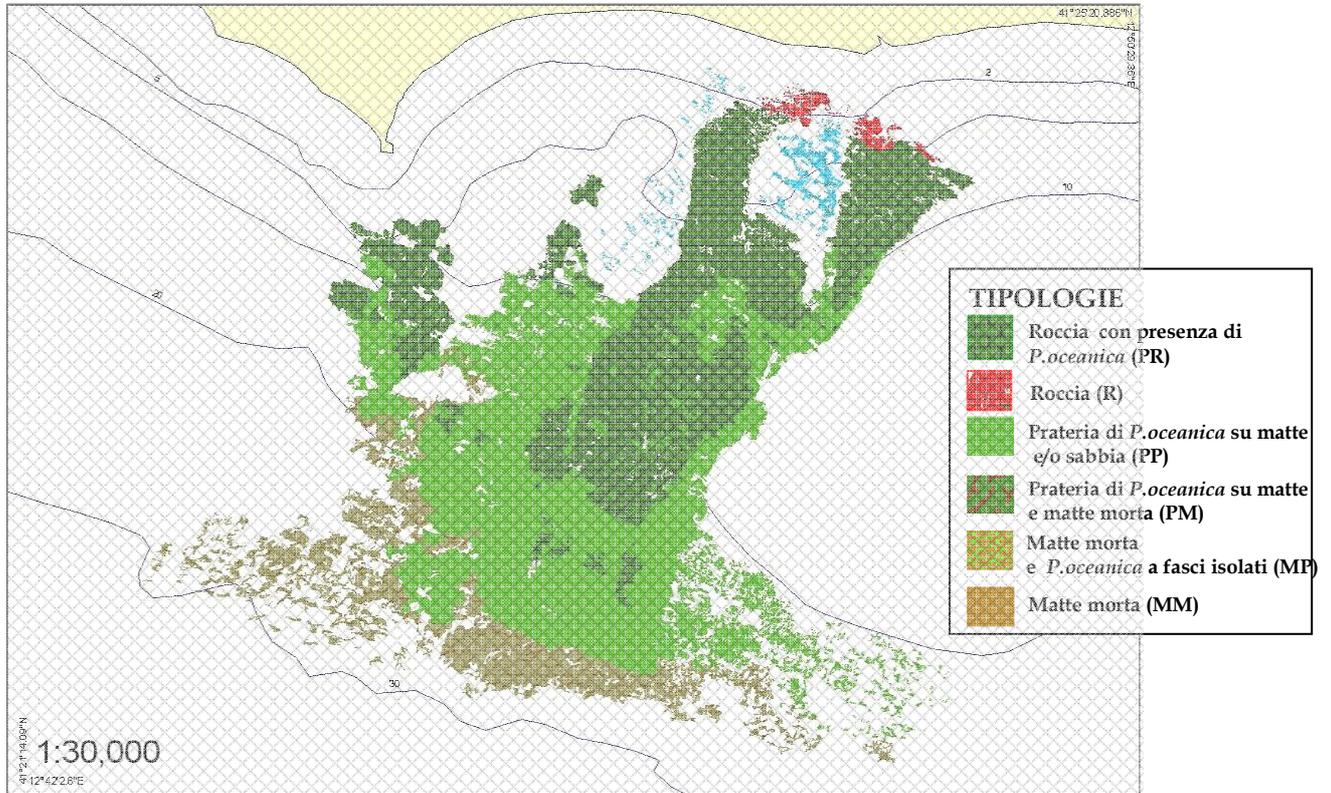


Fig.27 a) Cartografia zona 3A. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

La prateria si estende per circa 12 Km², da 10 a 25 metri di profondità. Colonizza sia fondali mobili ("Prateria di *P. oceanica* su matte e/o sabbia" -PP- e "Prateria di *P. oceanica* su matte e/o sabbia"-PM-) che substrati rocciosi ("Roccia con presenza di Posidonia"-PR-) mentre non sono presenti le tipologie "Prateria di *P. oceanica* su matte e matte morta" e "Matte morta e *P. oceanica* a fasci isolati". I valori del C.I. (Fig. 26) sono

mediamente alti per tutta la prateria, tuttavia non erano sufficienti per creare una adeguata interpolazione spaziale e quindi, una cartografia di rappresentazione. Tuttavia appare evidente anche dalla cartografia di dettaglio come, sebbene prateria si estenda fino a 25 m di profondità circa, la porzione antistante Torre Astura presenta una cospicua presenza di matte morta tra la P.oceanica, mentre nella parte più a Sud-Est sebbene la matte morta sia meno cospicua, sia però più discontinua e altamente frammentata.

PRATERIA 3B : "Caprolace"

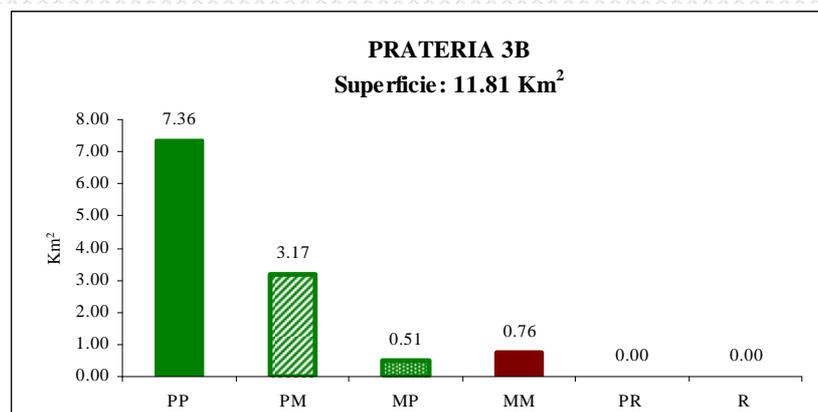
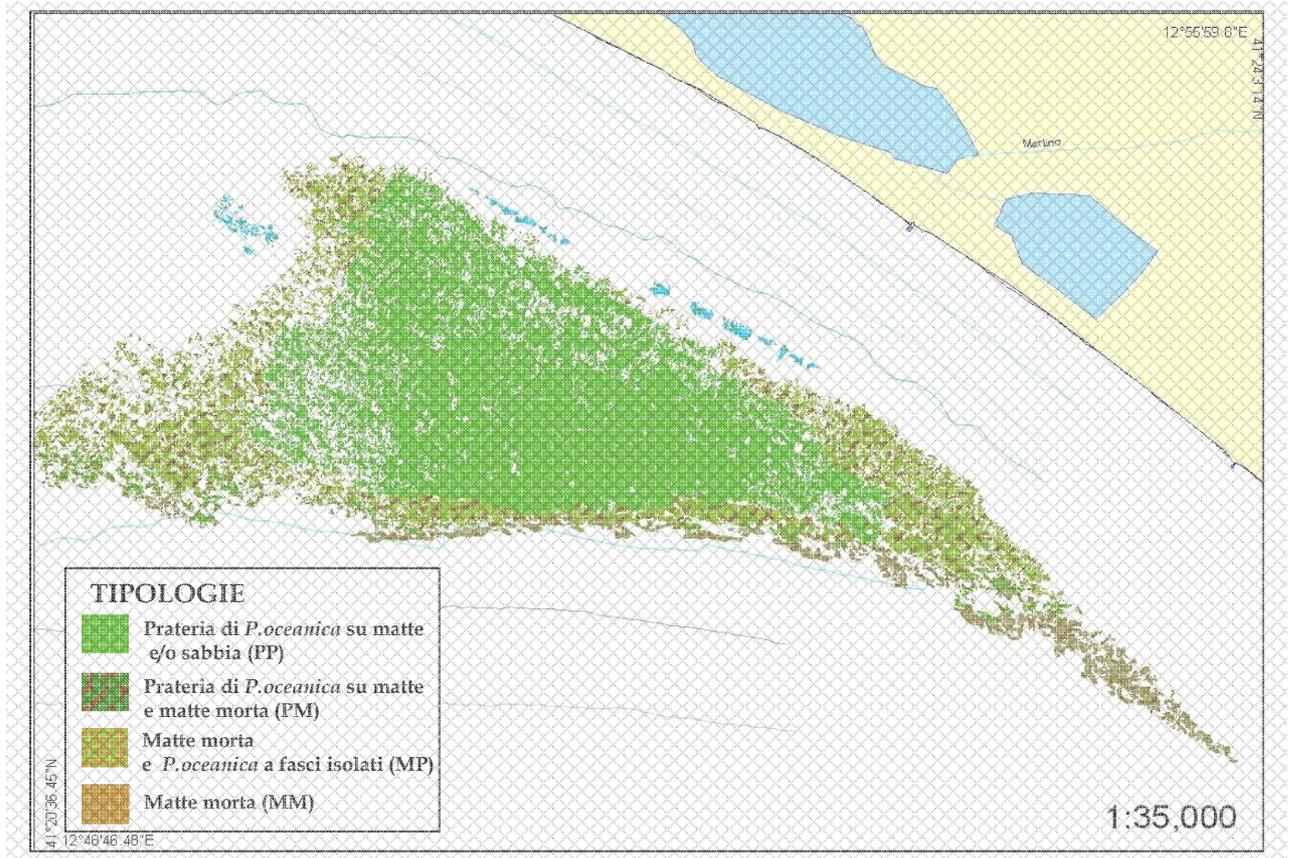
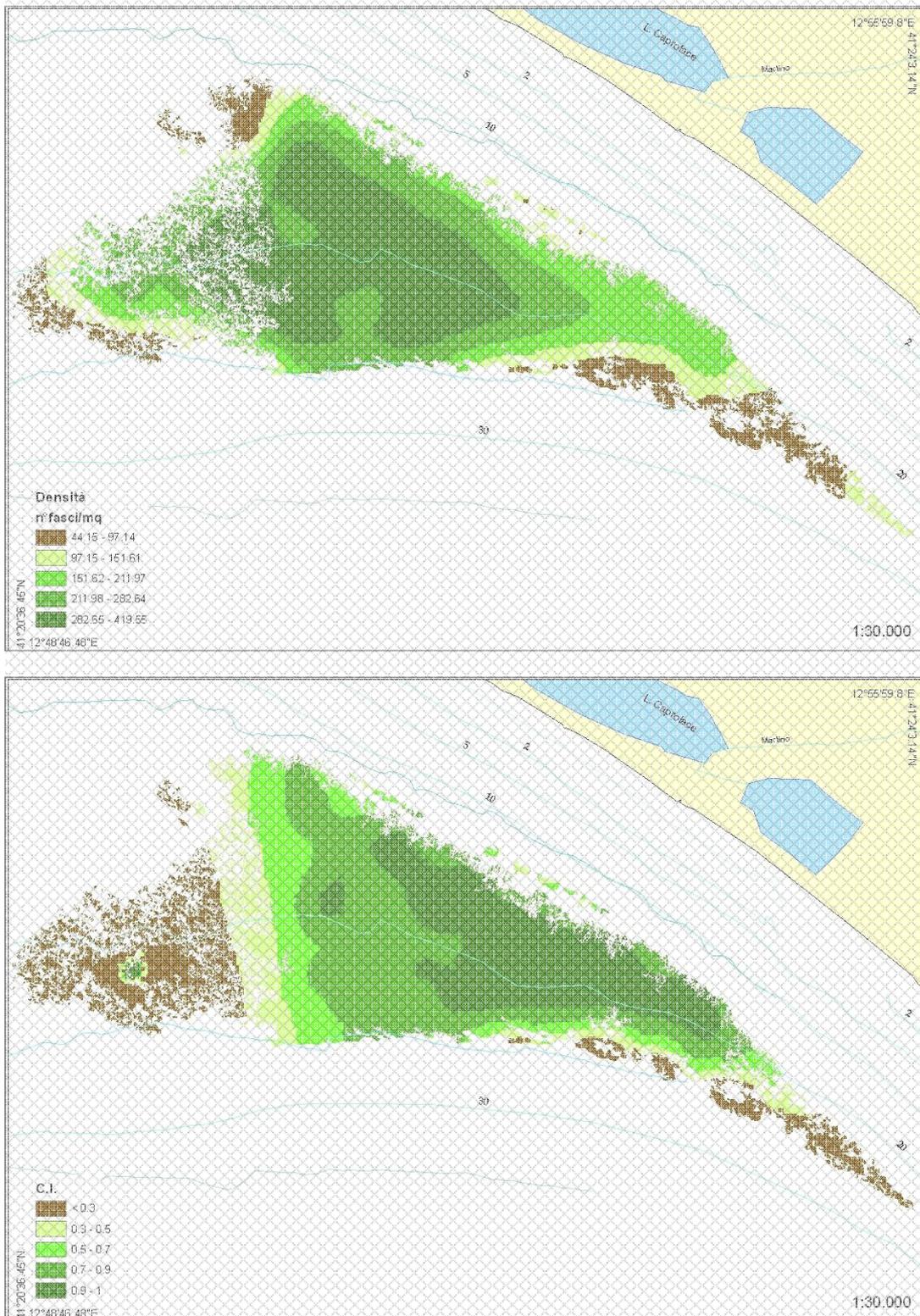


Fig.28 a) Cartografia zona 3B. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

Così come la 3A, anche la prateria 3B ha una superficie di circa 12 Km² ma per un range batimetrico più ristretto, estendendosi da 15 fino a 25 metri di profondità. Colonizza fondali mobili e sebbene la prateria abbia un aspetto altamente

frammentato, le categoria predominante è “Prateria di *P.oceanica* su matte e/o sabbia” (PP), che occupa più del 60% della superficie totale. Tanto la carta del *Conservation Index* quanto la carta delle densità, evidenziano una condizione più degradata della prateria in corrispondenza dei margini, mentre verso l’interno i valori di copertura e densità tendono ad aumentare (Fig.29).



Tuttavia le due carte hanno un'importante discordanza: la zona Sud-ovest della prateria (la più frammentata) presenta valori di C.I. molto bassi, ma valori di densità mediamente elevati. Tale discordanza lascia presupporre la presenza di una prateria sì frammentata, ma con patch rigogliose e condizioni di densità medio-alte. Si evidenzia infatti anche nel variogramma delle tre variabili a confronto (Fig.30), una marcata differenza nell'inclinazione delle curve di distribuzione, ad indicare una variabilità spaziale della densità molto meno marcata rispetto ai valori del *Conservation index*, strettamente legati oltre che alla copertura, alla presenza di matte morta nel substrato.

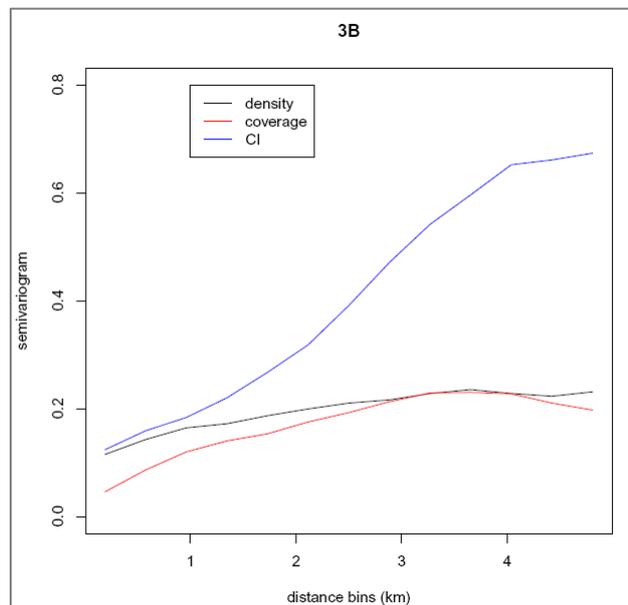


Fig.30 Variogramma dei valori di densità, copertura e *Conservation index* nella prateria 3B

PRATERIA 3C-Capo Circeo

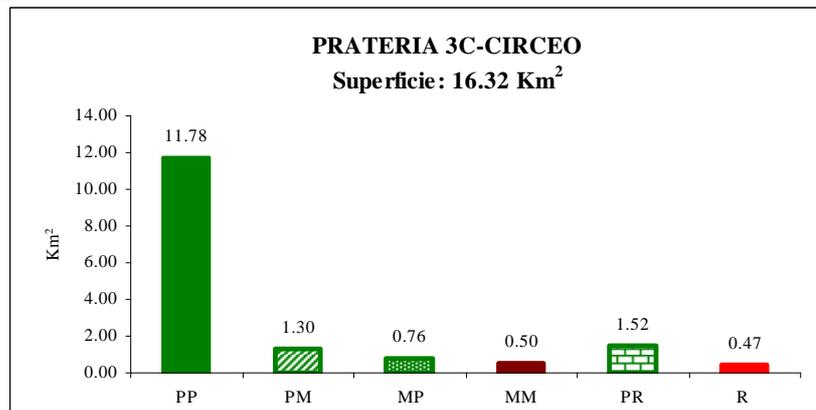
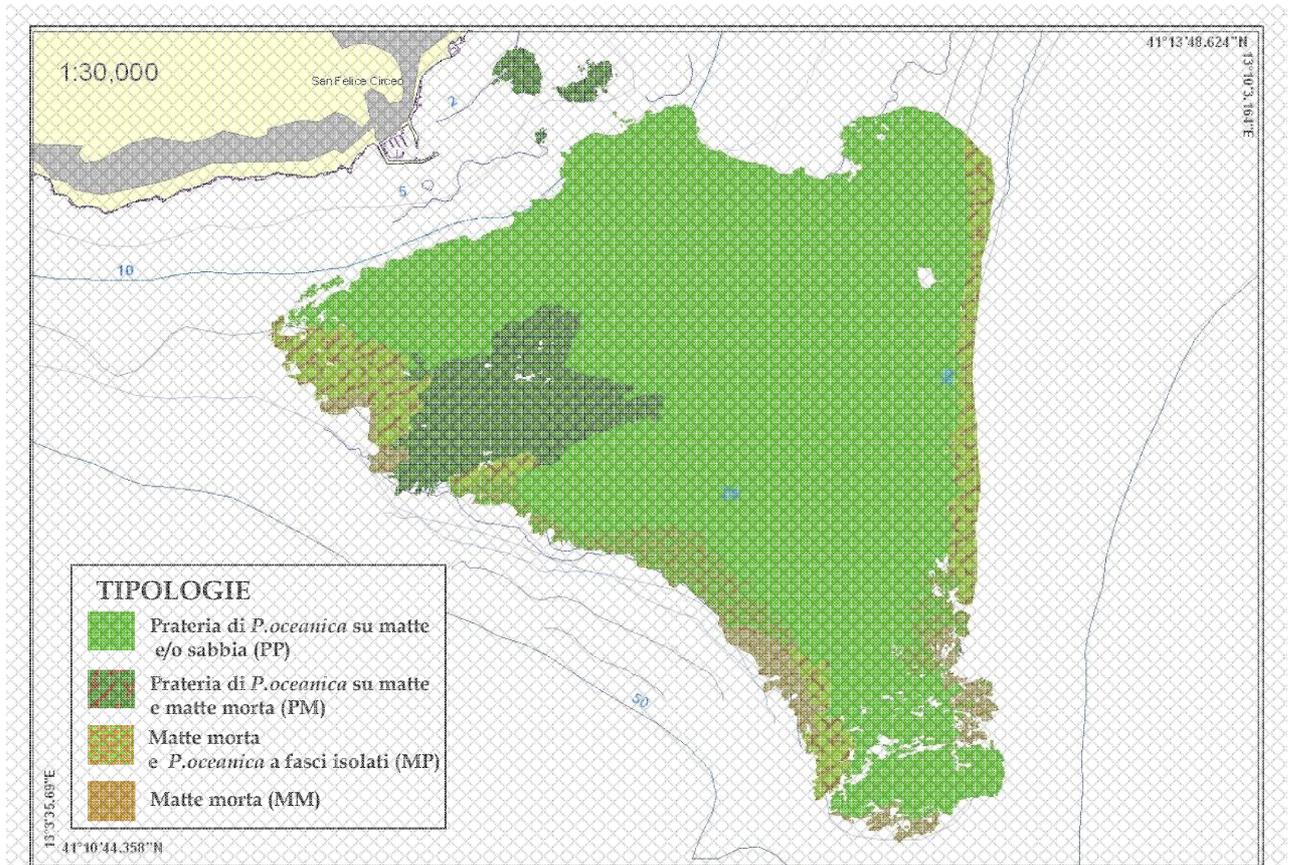


Fig.31 a) Cartografia zona 3c-Terracina. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

La prateria antistante il promontorio del Circeo si estende per circa 17 Km² da 5 a 30 m di profondità. La categoria predominante è “Posidonia su matte e/o sabbia”, che rappresenta il più del 70% della superficie totale. È presente anche una piccola porzione di substrato roccioso a circa 20-25 m, sulla quale Posidonia cresce in maniera

pressoché continua. Porzioni di “Prateria di P.oceanica su matte e matte morta” si riscontrano tanto ai bordi (che cominciano a presentare segni di frammentazione) quanto alle profondità maggiori dove aumenta anche la percentuale di matte morta, tuttavia lo stato di salute medio della prateria è in condizioni ottimali.

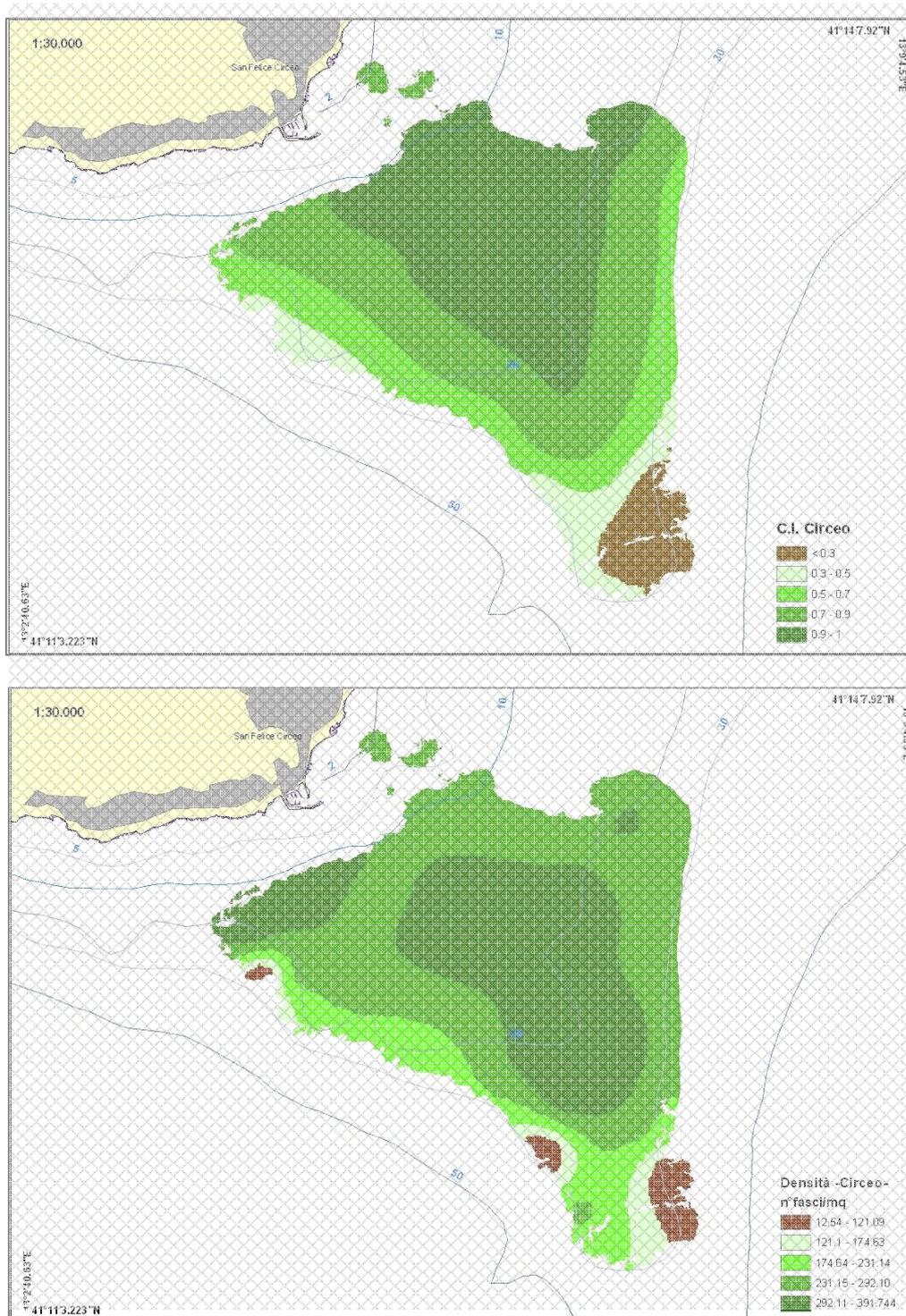


Fig.32 Prateria 3C-Circeo :
a) Carta del Conservation index b) Carta delle densità (numero di fasci/mq)

I valori della densità e del Conservation index, variano in maniera spazialmente molto simile (Fig.33), diminuendo mano a mano che aumenta la profondità. In corrispondenza del limite superiore entrambe le cartografie mostrano inoltre una differenza tra la porzione NO, dove tanto i valori di densità quanto quelli di C.I. sono più bassi, e la parte SE (in direzione di Terracina) caratterizzata invece da una condizione ottimale. In generale comunque, la prateria può considerarsi in un buono stato di salute, visti anche i valori di densità e copertura mediamente elevati, che raggiungono le profondità più elevate.

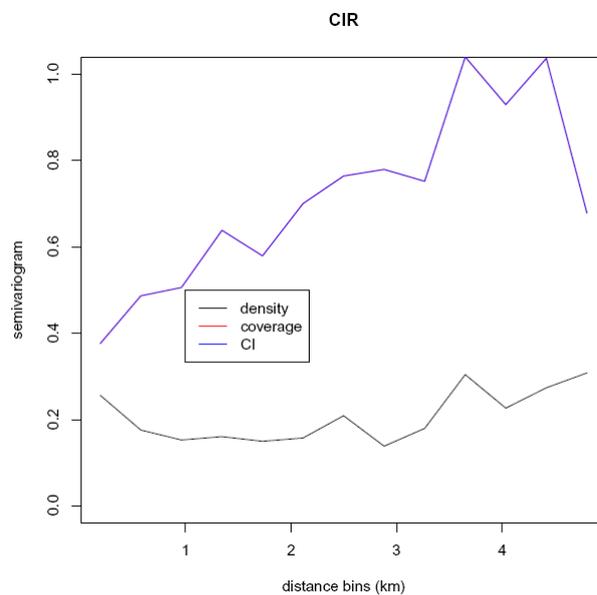


Fig.33 Variogramma dei valori di densità, copertura e Conservation index nella prateria 3C-Circeo

PRATERIA 3C-Terracina

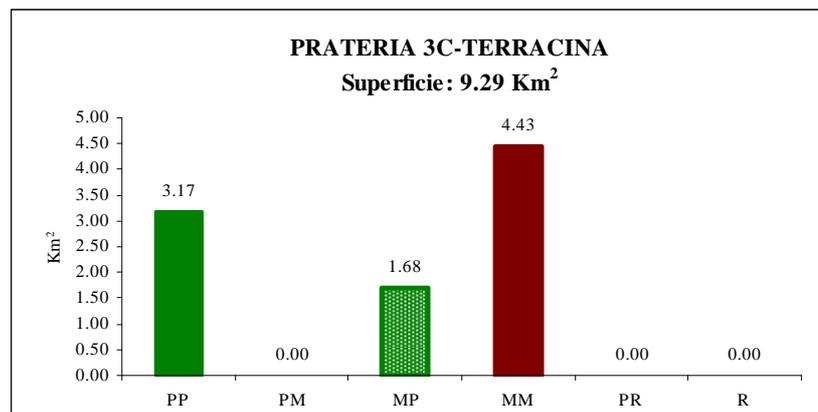
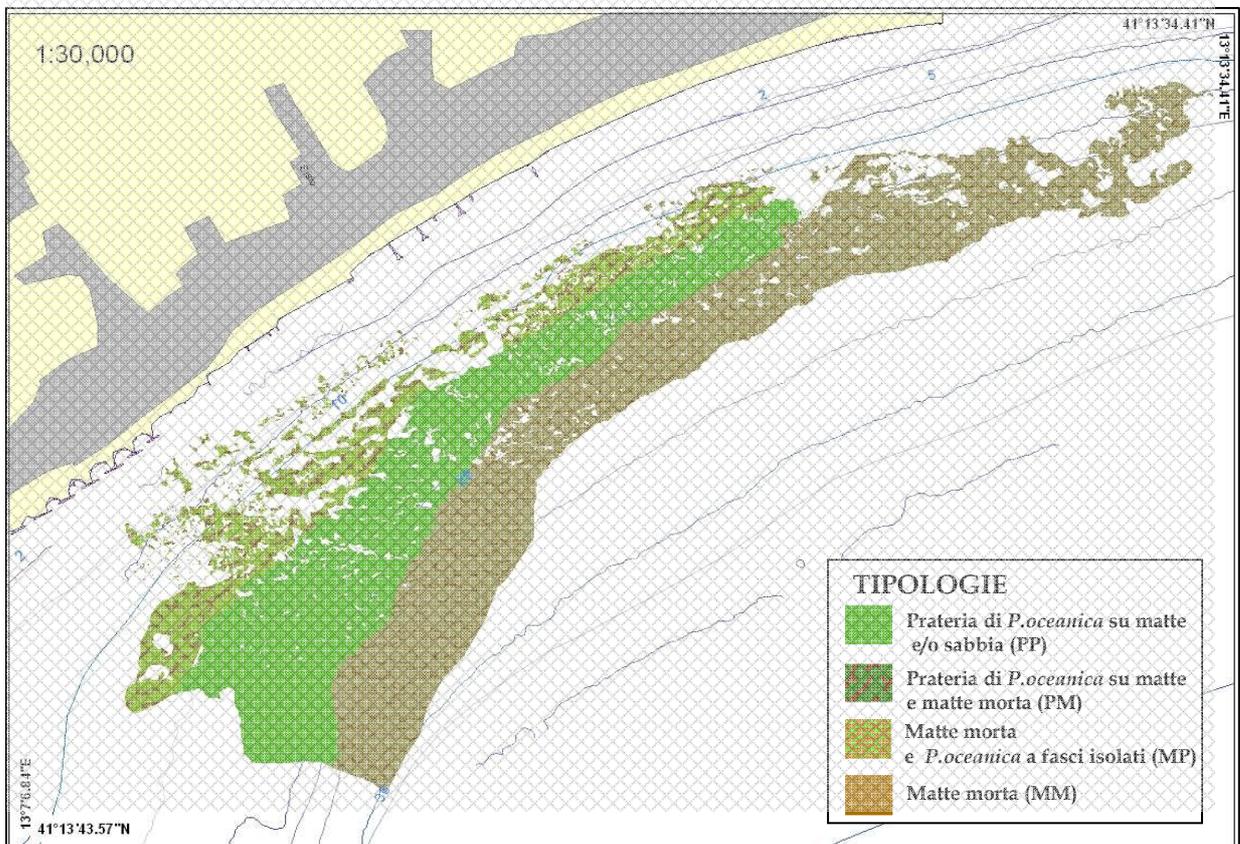


Fig.34 a) Cartografia zona 3c-Terracina. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

Caratteristica di questa prateria è la presenza della categoria “Matte morta e *P.oceanica* a fasci isolati” in prossimità del limite superiore. Tale categoria ricopre circa il 18% della superficie totale. La carta del C.I. mostra uno stato di conservazione della prateria in generale abbastanza buono, mentre i valori di densità riescono ad evidenziare in

maniera più evidente una condizione di salute molto precaria anche alle basse batimetrie, proprio a causa della presenza di matte morte in corrispondenza del limite superiore.

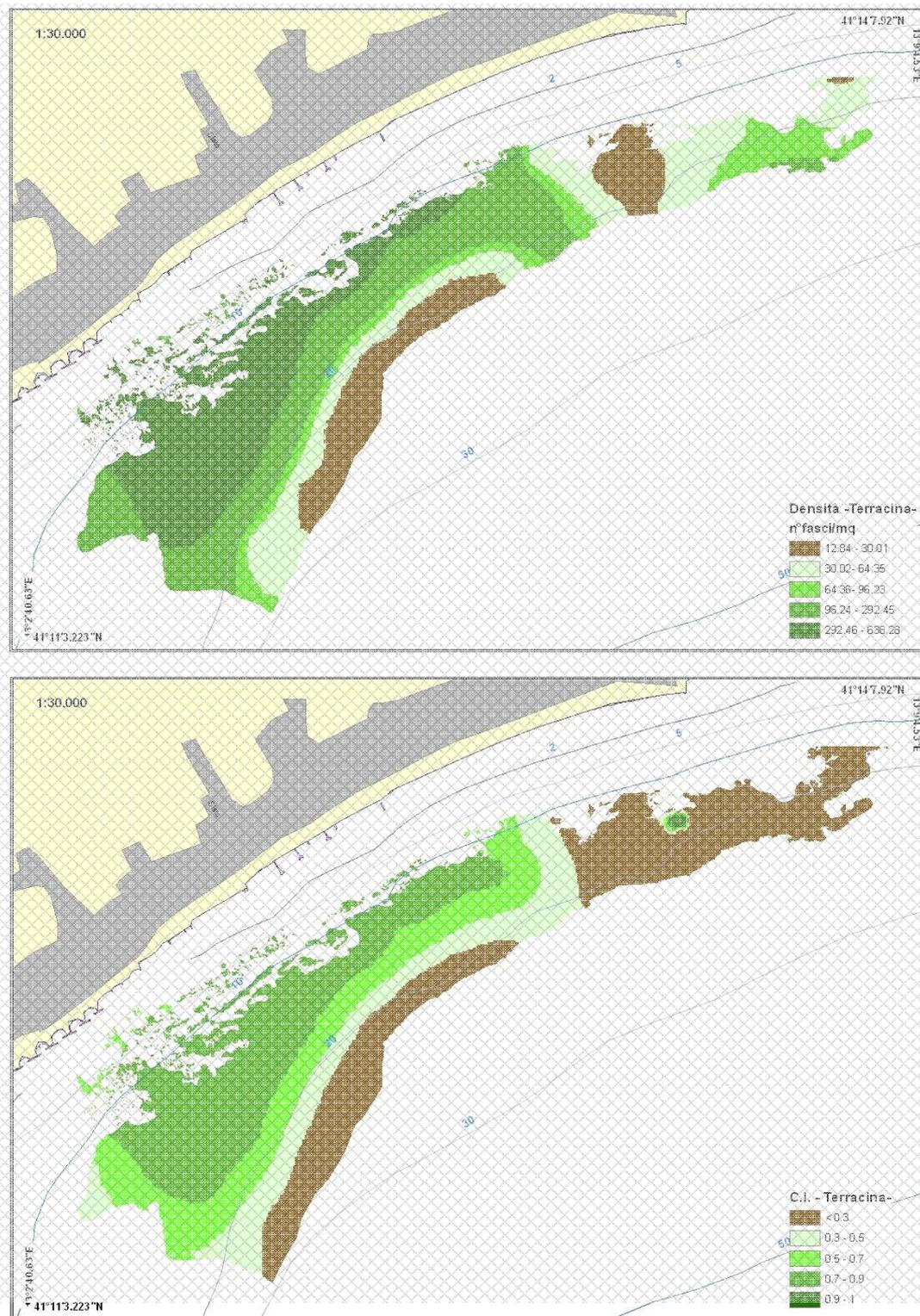


Fig.35 Prateria 3c-Terracina :
a) Carta del *Conservation index* b) Carta delle densità (numero di fasci/mq)

A livello spaziale i valori di densità cambiano infatti molto più rapidamente rispetto ai valori di copertura e di C.I. (Fig.37). L'unica porzione di prateria che presenta valori di densità tra i 350 e i 600 fasci al mq, è la zona a Nord Ovest, in prossimità dei 15m; in una porzione di prateria molto esigua.

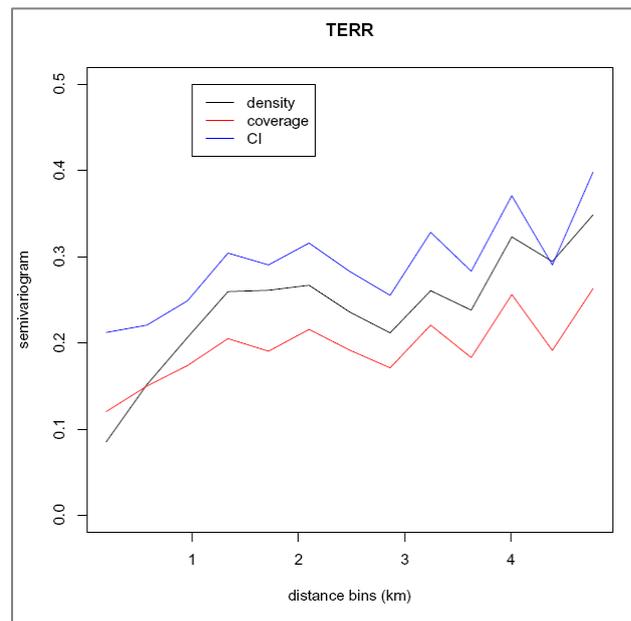


Fig.36 Variogramma dei valori di densità, copertura e *Conservation index* nella prateria 3C-Terracina

PRATERIA 3C-Sperlonga

La prateria immediatamente adiacente che dal Porto di Terracina si estende fino a Sperlonga, ha una superficie di circa 20 Km² dove il 50% è prateria su matte e il 40% è matte morta. Così come la prateria di Terracina, il limite inferiore è caratterizzato da una cospicua presenza di matte morta, tuttavia il limite superiore è pressoché continuo e appare danneggiato solo per una piccola porzione a sud dell'area di studio (Fig. 37). I valori di copertura sembrano essere continui per tutta la porzione superiore della prateria e ciò è confermato anche dall'andamento del C.I (Fig.38), in cui sono molto esigue e limitate al margine inferiore, le porzioni di prateria con valori di copertura intermedi, se non per una piccola porzione a sud.

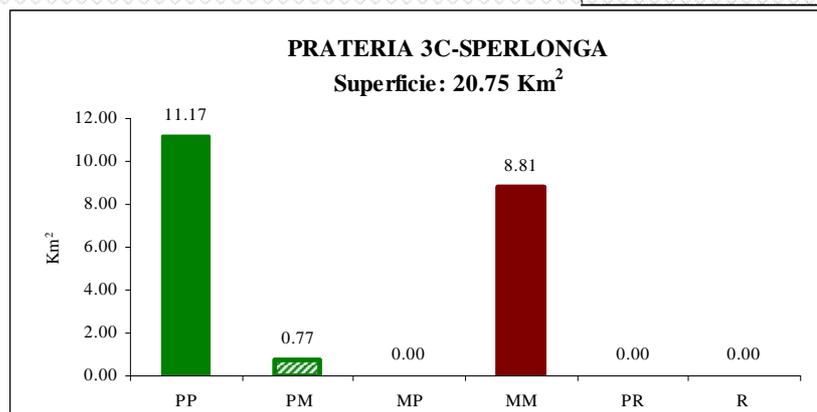
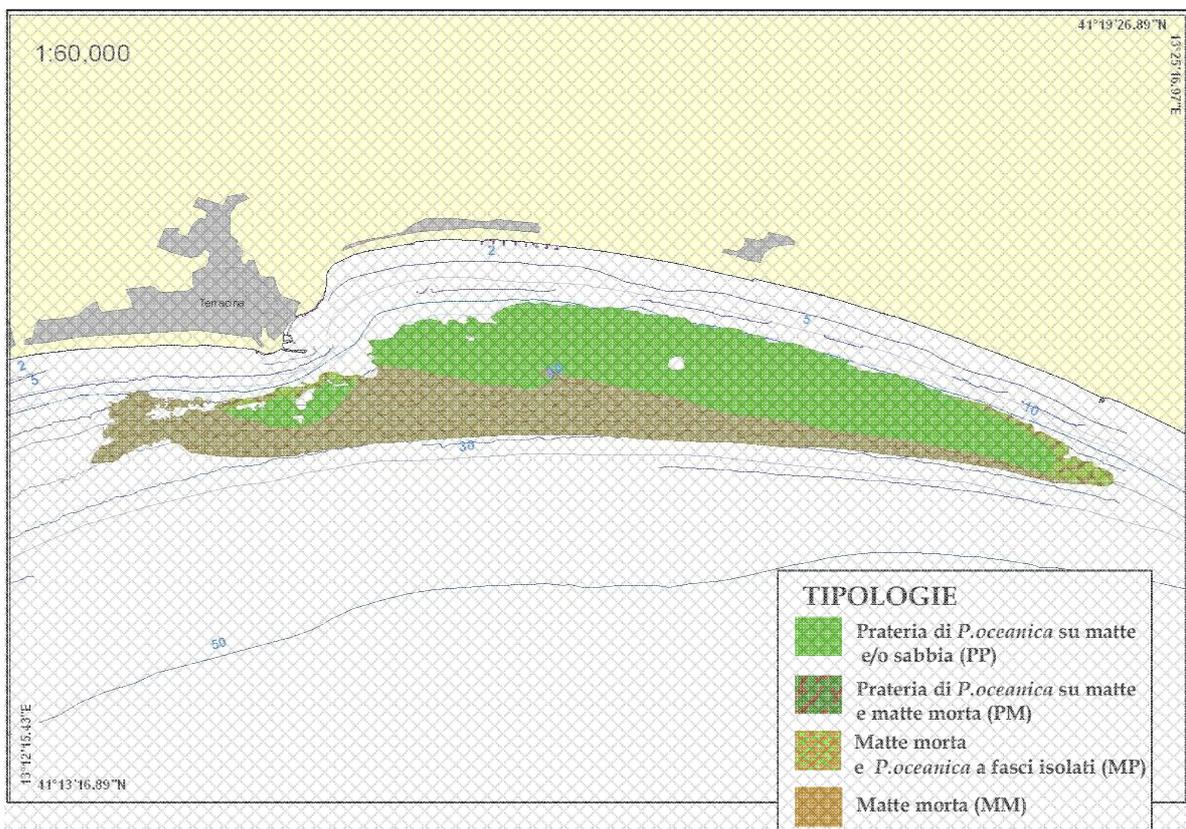


Fig.37 a) Cartografia zona 3c-Sperlonga. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

L'andamento della densità consente però di individuarne un gradiente di diminuzione da costa verso largo in cui i valori di densità passano velocemente da una media di 440 fasci/mq a circa 200-150 fasci intorno a 20 m. Inoltre in direzione di Terracina i valori sono ancora più bassi e raggiungono i 150 fasci/mq, se non meno, già a 5m di profondità, a confermare una condizione di prateria altamente disturbata in corrispondenza dell'abitato di Terracina (Fig.38a).

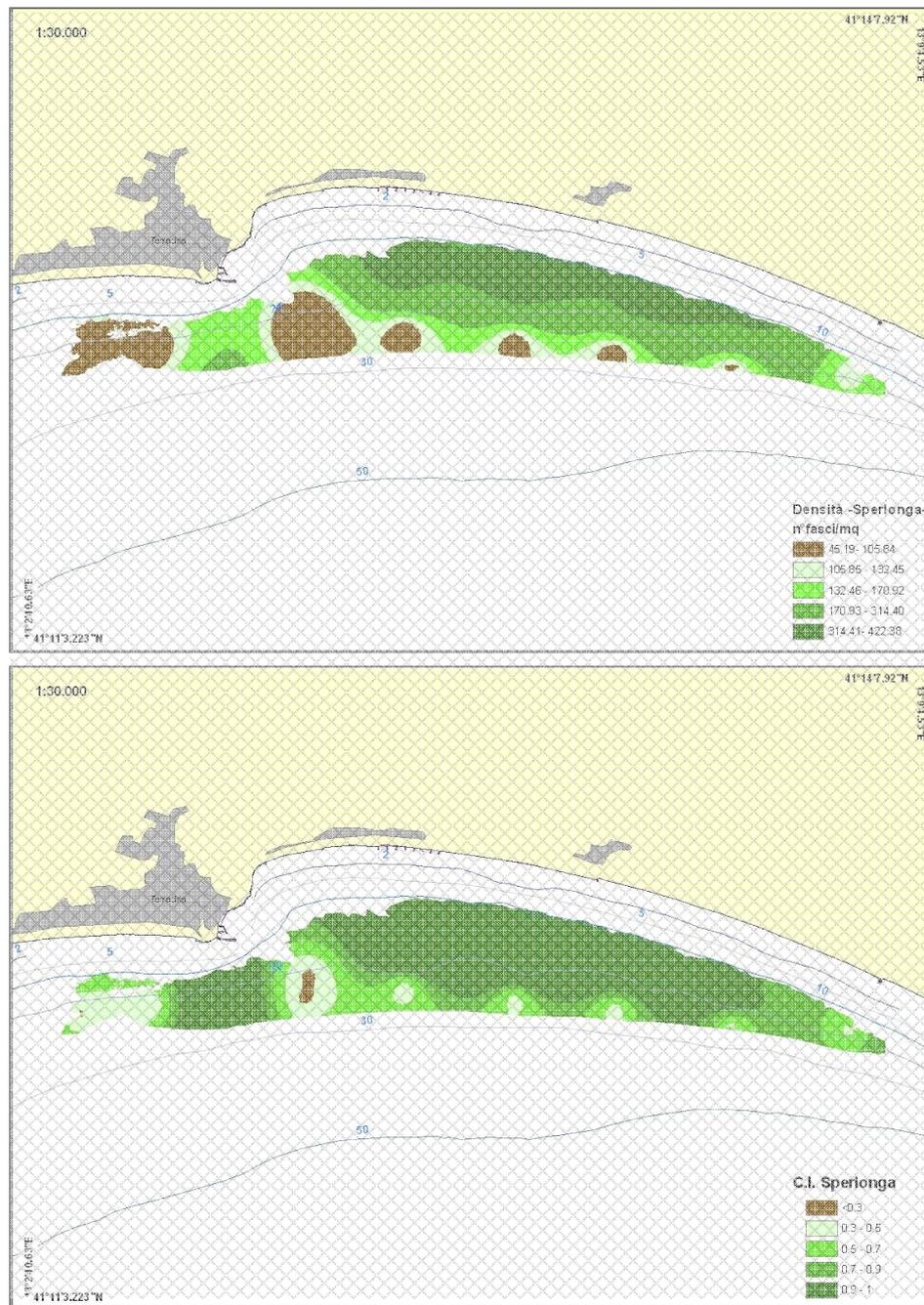
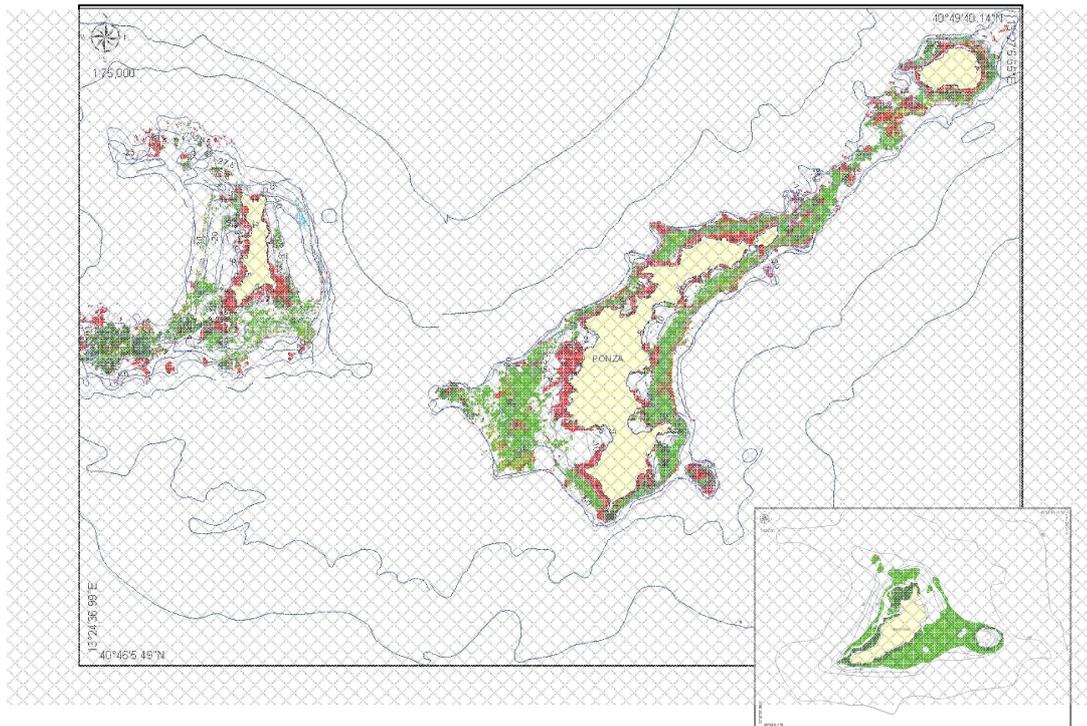


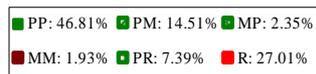
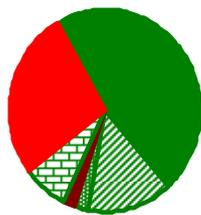
Fig.38 Prateria Sperlonga :
a) Carta del Conservation index b) Carta delle densità (numero di fasci/mq)

ZONA4: ISOLE PONTINE

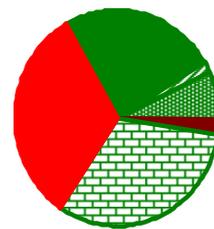
Le praterie dell'arcipelago Pontino si sviluppano intorno alle isole di Ponza, Zannone, Ventotene e Palmarola, su substrati prevalentemente di tipo roccioso (anche se sono ampie le zone di prateria su matte), dai 2 fino ai 50 m di profondità (Fig.40).



PRATERIA 4A-PONZA-ZANNONE
Superficie: 11.70 Km²



PRATERIA 4A-PALMAROLA
Superficie: 5.96 Km²



PRATERIA 4A-VENTOTENE
Superficie: 5.11 Km²

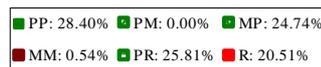
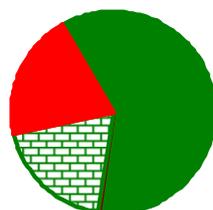


Fig.39. Isole Pontine
a) Carta estensione delle praterie b) estensione superficiale delle tipologie di copertura per prateria

C'è una cospicua presenza di Roccia senza Posidonia soprattutto alle basse profondità, tuttavia le praterie si sviluppano fin dai primi metri di profondità (il limite superiore in molti casi è posto intorno ai 2 m) e raggiungono il limite massimo registrato nel Lazio, fino ai 50 m. La qualità e la trasparenza delle acque di queste zone consentono infatti alla prateria di svilupparsi fino alle batimetrie più profonde e di mantenere intatte nel tempo queste loro caratteristiche (dal confronto con la cartografia storica vedremo infatti che sono le uniche praterie a non aver subito regressione significativa nel corso del tempo). I livelli di copertura (e pertanto lo stato di conservazione medio) sono molto elevati e sono rimasti pressoché invariati negli anni.

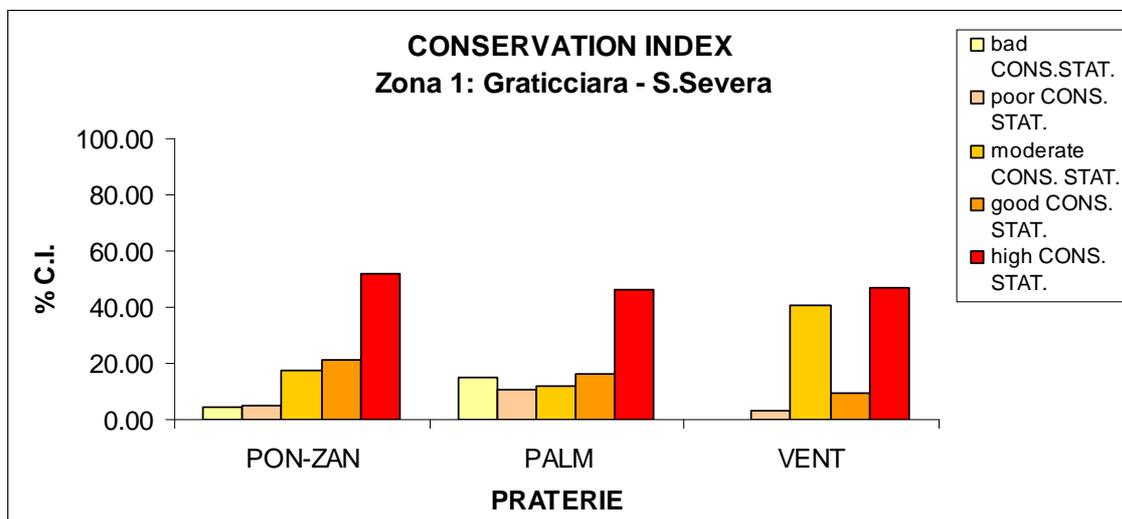


Figura 40. Conservation index delle praterie di *P.oceanica* della Zona4

A conferma di quanto indicato, lo stato di conservazione di tutte e tre le praterie è tra “buono” ed “elevato” (Fig.40).

PRATERIA 4 A- Ponza-Zannone

La prateria si estende non solo nei fondali intorno alle due isole ma anche nel tratto che le separa, per cui vengono considerate congiuntamente in un'unica cartografia. Per la cospicua presenza di roccia tra la Posidonia, la prateria appare spesso interrotta e discontinua (nella parte sud-ovest anche frammentata), tuttavia i livelli di copertura sono sempre molto elevati e la categoria in assoluto più rappresentativa è proprio "Posidonia su matte e matte morta" (Fig.41).

I fondali dell'isola di Ponza nei versanti orientale, occidentale e nord occidentale sono molto ripidi, pertanto la prateria appare stretta e spesso interrotta da formazioni rocciose, tuttavia il limite inferiore raggiunge i 50 m di profondità, ad indicare uno stato di salute della prateria ottimale.

Anche l'isola di Zannone appare totalmente circondata da praterie di P.oceanica il cui limite inferiore si registra intorno ai 38 m di profondità. Tuttavia il versante dell'isola orientato verso Ponza presenta una cospicua presenza di Posidonia su matte e matte morta, ma i livelli di copertura non diminuiscono mai del 70%.

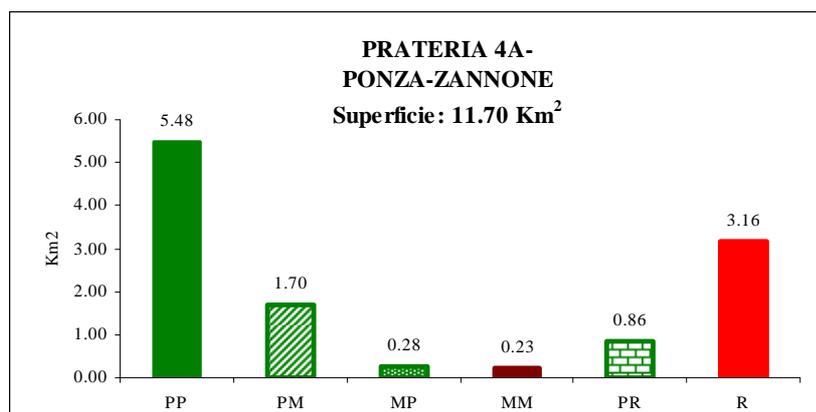
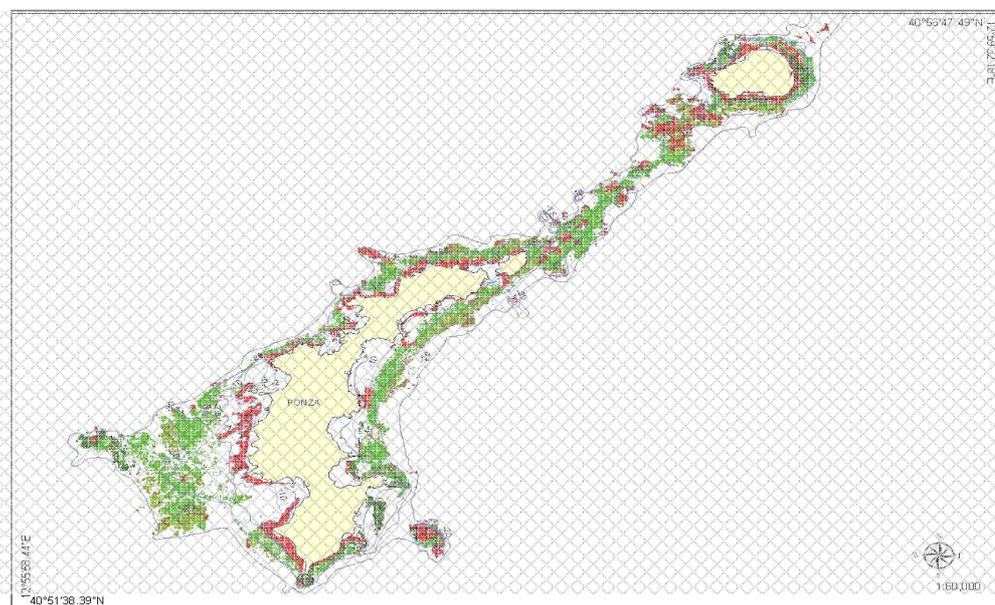


Fig.41 a) Cartografia zona 4A Ponza-Zannone. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

PRATERIA 4 A- Palmarola

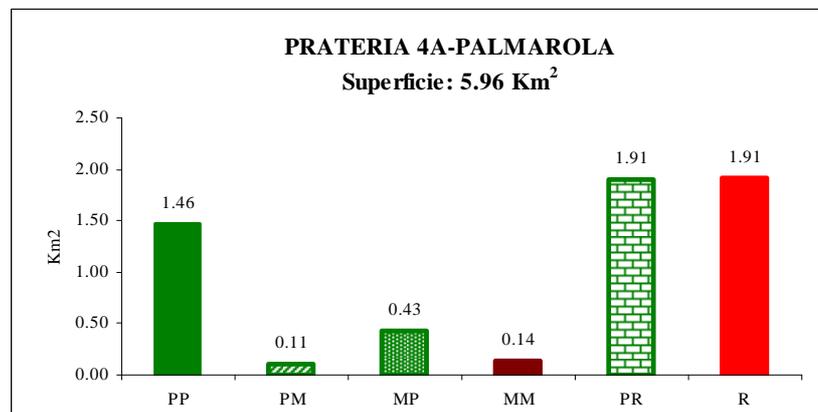
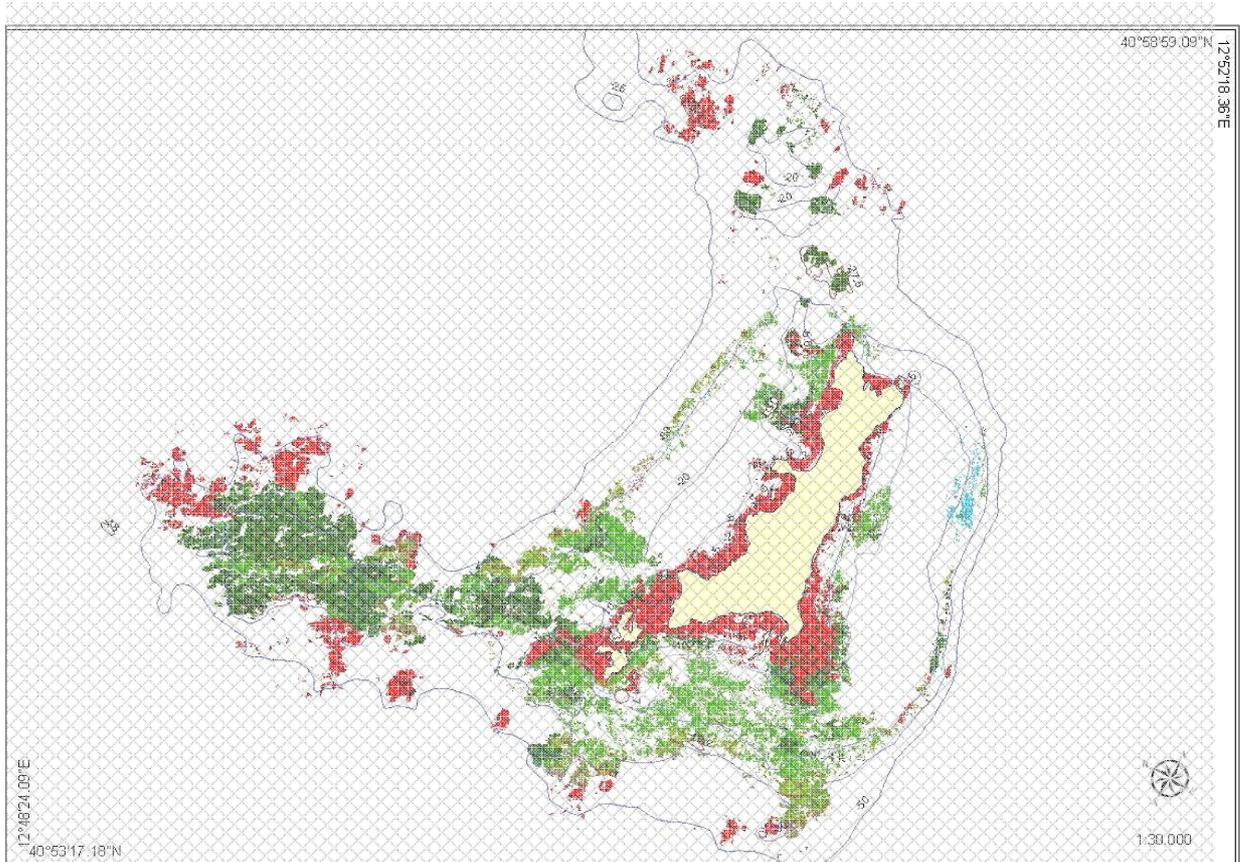


Fig.42 a) Cartografia zona 4A Palmarola. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

La prateria di Palmarola presenta molte similitudini strutturali con la prateria di Ponza-Zannone. Essa si estende dai 2 fino ai 40 m di profondità arrivando saltuariamente, anche ai 50m (nella zona sud-ovest dell'isola. Il substrato roccioso conferisce alla prateria una struttura molto frammentata, tuttavia questa condizione è

tutt'altro che negativa e le condizioni di copertura sono molto elevate a tutte le profondità. Le piccole porzioni di prateria che presentano matte morta tra la Posidonia si incontrano alle profondità più elevate (45m) in particolare nel versante Sud-Est dell'isola.

PRATERIA 4 A- Ventotene

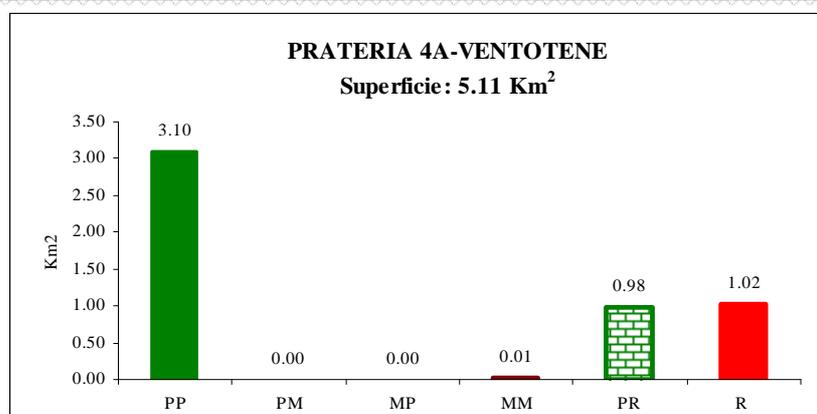
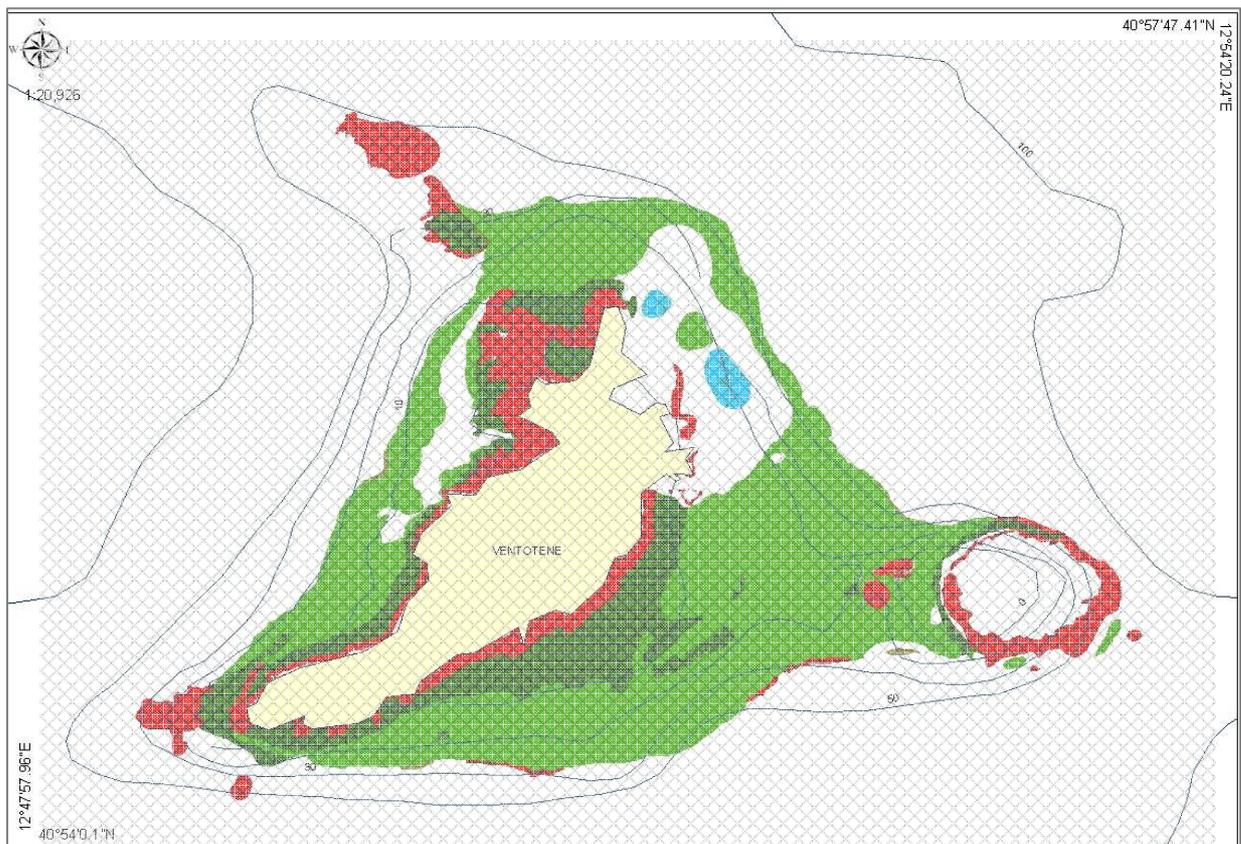


Fig.43 a) Cartografia zona 4A Ventotene. b) Estensione in Km² delle tipologie presenti

Intorno all'isola di Ventotene, *P.oceanica* si estende in maniera continua colonizzando sia substrati di natura mobile, che fondali rocciosi. Il versante occidentale dell'isola è caratterizzato da fondali molto ripidi e per questo l'estensione della prateria è molto ridotta rispetto a quella del versante orientale (tra Ventotene e l'isola di Santo Stefano) che si estende tanto su substrati mobili che rocciosi. Il limite inferiore della prateria si colloca intorno ai 36-37 m di profondità nel versante sud-orientale e raggiunge i 41m intorno all'isola di Santo Stefano, mentre nel versante occidentale non raggiunge i 30 m di profondità.

3.2 OBIETTIVO 2 *Studio della regressione delle praterie Posidonia oceanica nel Lazio attraverso il confronto con serie storiche di dati: analisi del cambiamento (change detection) e analisi dei limiti*

Nel presente paragrafo verranno riportati i risultati ottenuti dal confronto tra le cartografie storiche con la cartografia attuale, sulla distribuzione delle praterie di *P. oceanica* del Lazio. In particolare tale confronto ha permesso di analizzare:

→ per tutte le praterie del Lazio

l'estensione superficiale dal 1959 al 2009 (paragrafo 3.2.1)

→ per ogni zona /macroarea

le condizioni di **concordanza o discordanza** tra le cartografie storiche esaminando due archi temporali separati (dal 1959 al 1994 e dal 1994 al 2009). Sono state definite tre condizioni: concordanza (area presente in entrambe le cartografie), discordanza negativa (area mappata nella cartografia più antica ma assente nella cartografia più recente; corrisponde all'area di prateria persa per regressione) e non confrontabile (area mappata nella cartografia più recente ma assente nella cartografia più antica). In base a tale confronto è stato possibile definire condizioni di stabilità o di regressione delle praterie della medesima area, raffrontando le distinte condizioni tra loro e analizzando la velocità di perdita di superficie nel tempo (paragrafo 3.2.2)

→ per ogni singola prateria

la **regressione dei limiti superiore ed inferiore** dal 1994 al 2009 (paragrafo 3.3.3).

3.2.1 Analisi diacronica delle estensioni superficiali

In figura 43 viene riportata la superficie in Km² di ogni prateria, durante i tre periodi analizzati.

Dal 1959 al 1994 si assiste ad una drastica perdita di habitat, tanto per le praterie settentrionali quanto per le meridionali.

Un'ulteriore riduzione di superficie si registra dal 1994 al 2009 per tutte le praterie ad eccezione delle isole Pontine la cui estensione rimane invece inalterata (4A-PON, 4A-PAL, 4A-VEN).

Per il 1994 e per il 2009 viene riportata la tipologia di prateria presente, distinguendo 3 categorie:

Prateria di Posidonia (PP),

Mosaico di Posidonia su matte e matte morta (PM+MP),

Matte morta (MM).

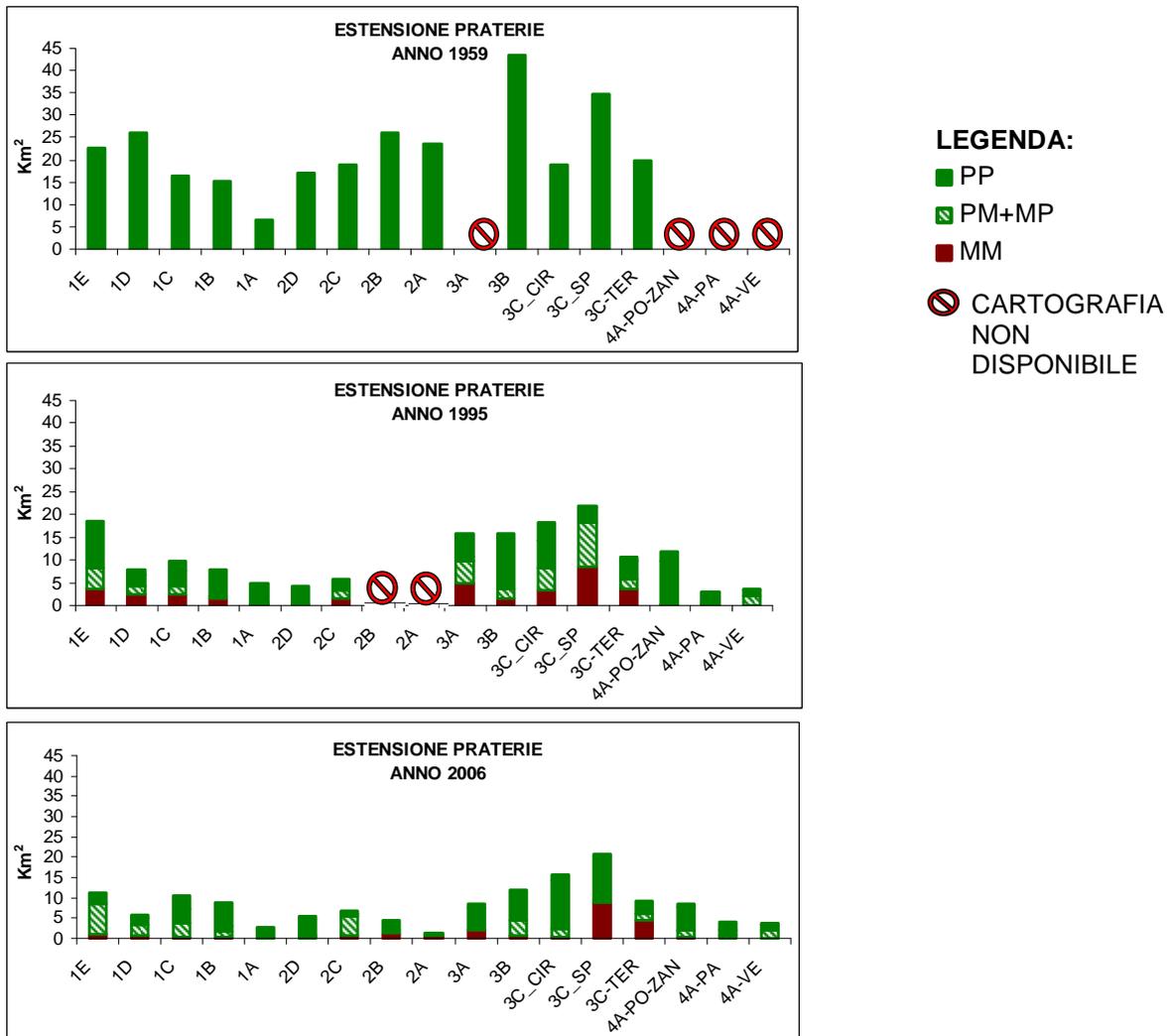


Fig.43 Estensione in km² delle praterie del Lazio negli anni 1959, 1994, 2009.

Analizzando la distribuzione spaziale delle distinte tipologie, si osserva in quasi tutte le praterie settentrionali (Zona1) un aumento del mosaico “Posidonia su matte e matte morta” (ad indicare un aumento della condizione di degrado), nonché una perdita della matte morta.

Anche per le praterie centro meridionali (Zone 2 e 3) si registrano tendenze regressive, in particolare per le praterie della Zona2. In quest’area si deve però considerare che l’elevata presenza di substrato roccioso ha reso difficile l’individuazione dei margini, soprattutto in passato, pertanto i confronti tra le superfici occupate devono tener conto anche di una possibile differenza legata a cartografie poco confrontabili tra loro. Infine per la Zona 3 si registra una cospicua perdita di superficie tra il 1959 e il 1994, mentre tra il 1994 e il 2009, sebbene continui ad esserci una tendenza regressiva delle praterie, mediamente i tassi di regressione sono diminuiti.

3.2.2 Analisi del cambiamento (change detection): concordanza e discordanza tra le praterie

3.2.2 a ZONA 1: DA GRATICCIARA A SANTA SEVERA

1959-1994

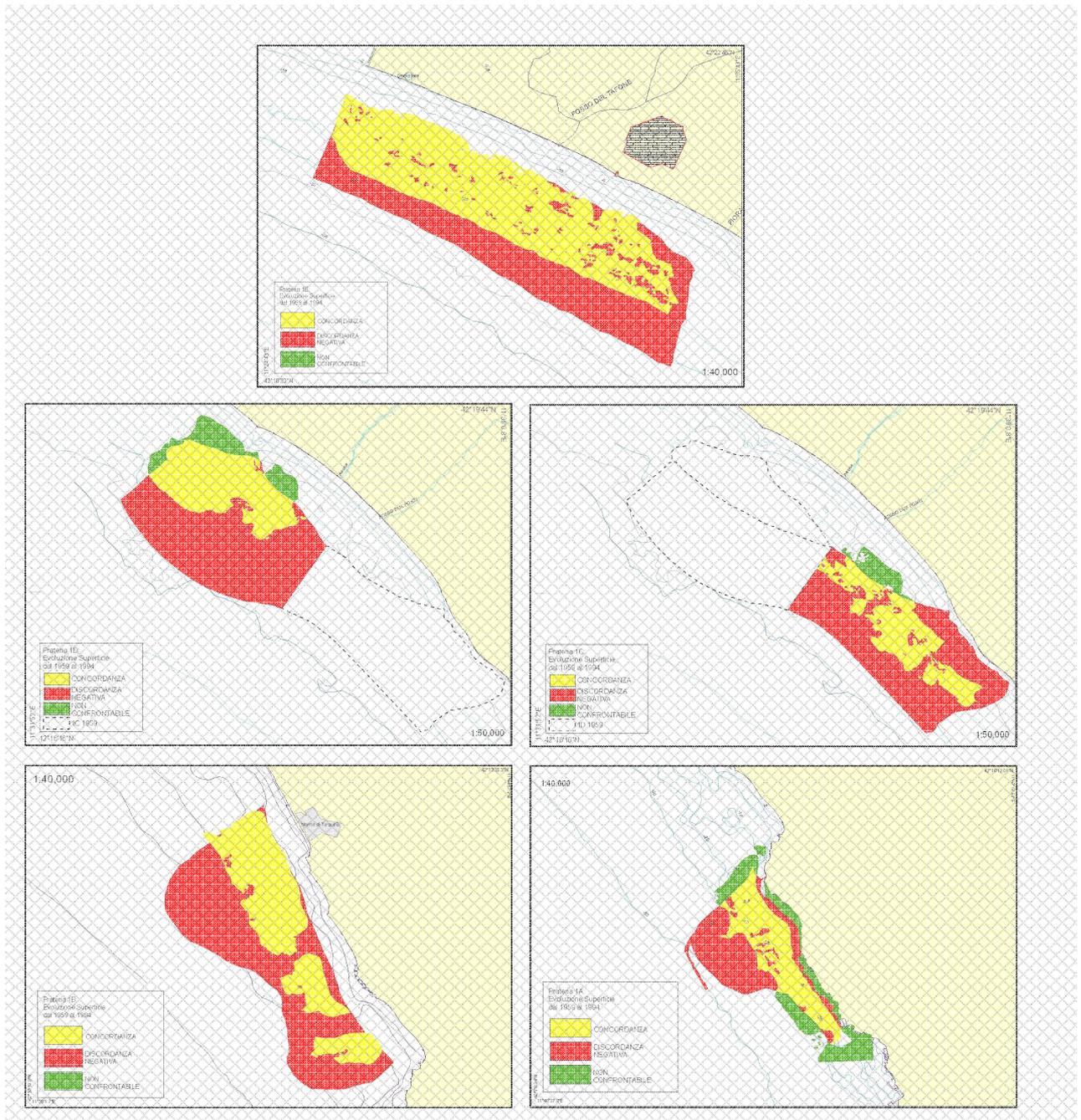


Fig.44 Concordanza e discordanza delle cartografie del 1959 e 1994 delle praterie in Zona1.

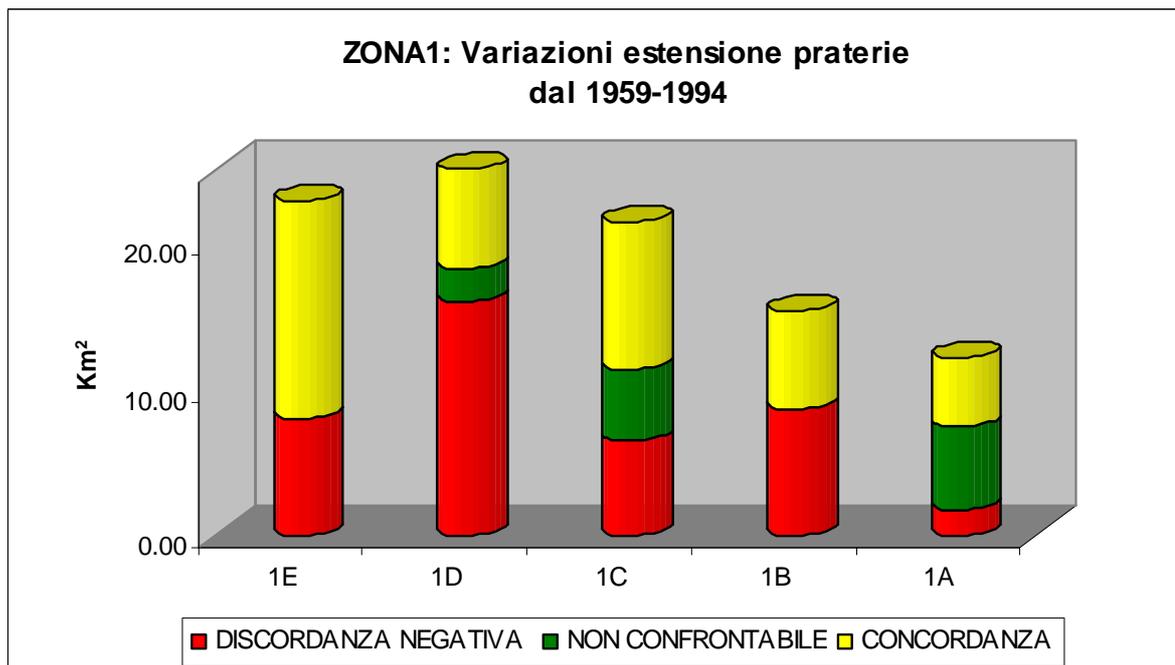


Fig.45 Concordeza e discordeza delle cartografie del 1959 e 1994 delle praterie in Zona1. Rappresentazione schematica delle superfici interessate (Km²)

In figura 3 vengono riportate le cartografie sovrapposte del 1959 e del 1994 per tutte le praterie della Zona 1. Le praterie 1E, 1B e 1A sono state rappresentate con la medesima scala (1:40.000), mentre per le praterie 1D e C è stata utilizzata una scala di 1:50.000, data la diversa estensione. Per queste infatti viene rappresentata nel 1959 un'unica prateria che copre entrambe le aree e la cui estensione viene riportata in entrambe le carte, rappresentando con il tratteggio la porzione in eccesso.

Per tutte le praterie studiate si registra una marcata presenza di "discordanze negative" che rappresentano le superfici (in Km²) mappate nel 1959 ma perse nel 1994. Dal 1959 al 1994 le praterie che registrano la maggior perdita di superficie sono la 1D (16Km²) e la 1B (8.7Km²) seguite dalle praterie 1E (7.8 Km²) e 1C (6.50Km²). Inoltre le praterie 1D, 1C e 1A presentano aree "non confrontabili", corrispondenti a superfici mappate nel 1994 ma non nel 1959 e che in totale rappresentano poco più del 50% di tutte le praterie (Fig.45).

1994-2009

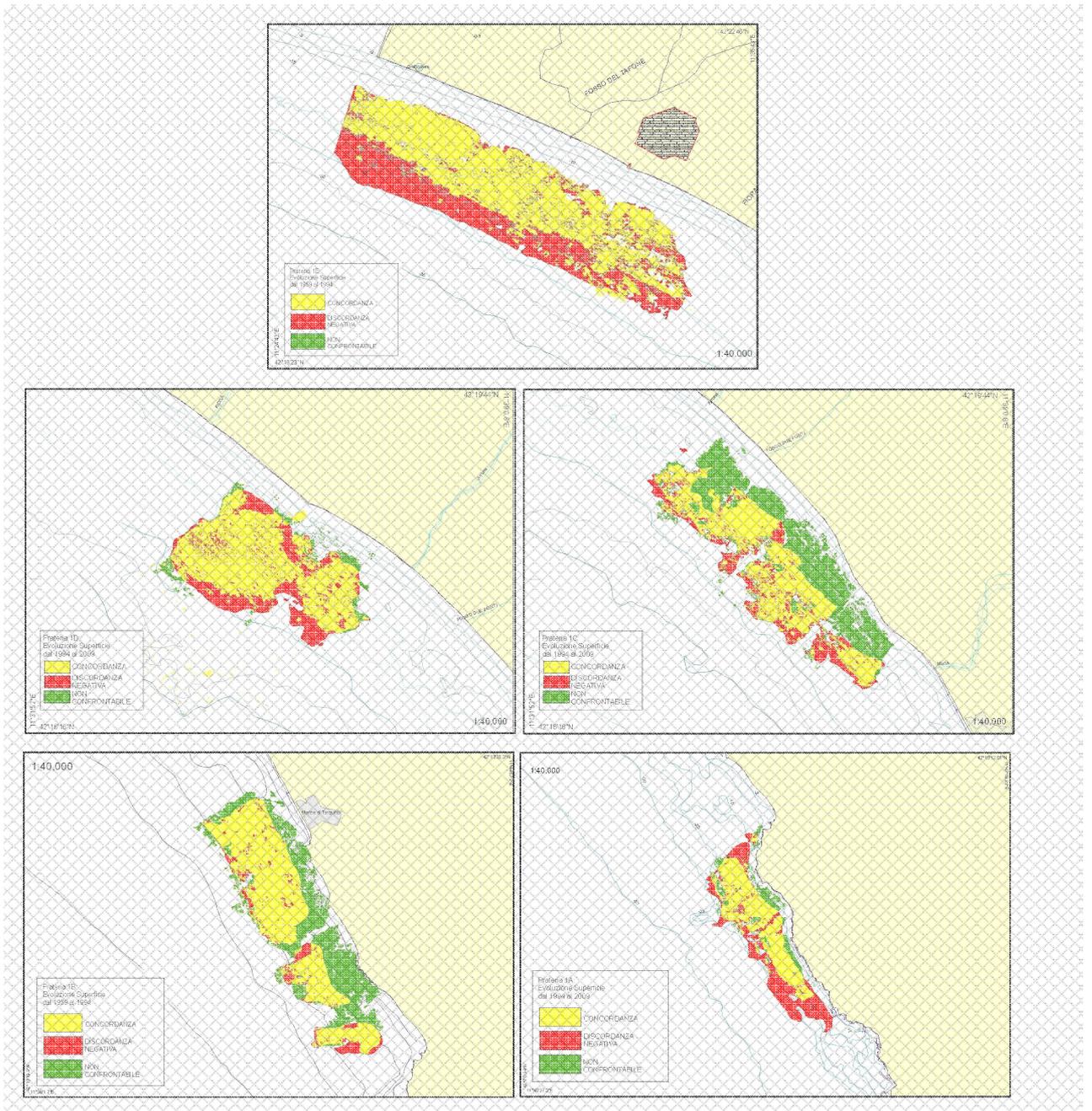


Fig.46 Concordanza e discordanza delle cartografie del 1994 e 2009 delle praterie in Zona1.

Dal 1994 al 2009 il confronto tra le cartografie evidenzia una diminuzione delle discordanze negative, mentre aumentano le aree mappate nel 2009 ma non nel 1994 (soprattutto per le praterie 1C e 1B). Unica eccezione la prateria 1E (Graticciara) che continua a mostrare una tendenza regressiva con una perdita di superficie di circa 7Km² in soli 11 anni, una perdita pressoché notevole se si considera che l'estensione iniziale della prateria nel 1994 è di 14 Km² (Fig.47).

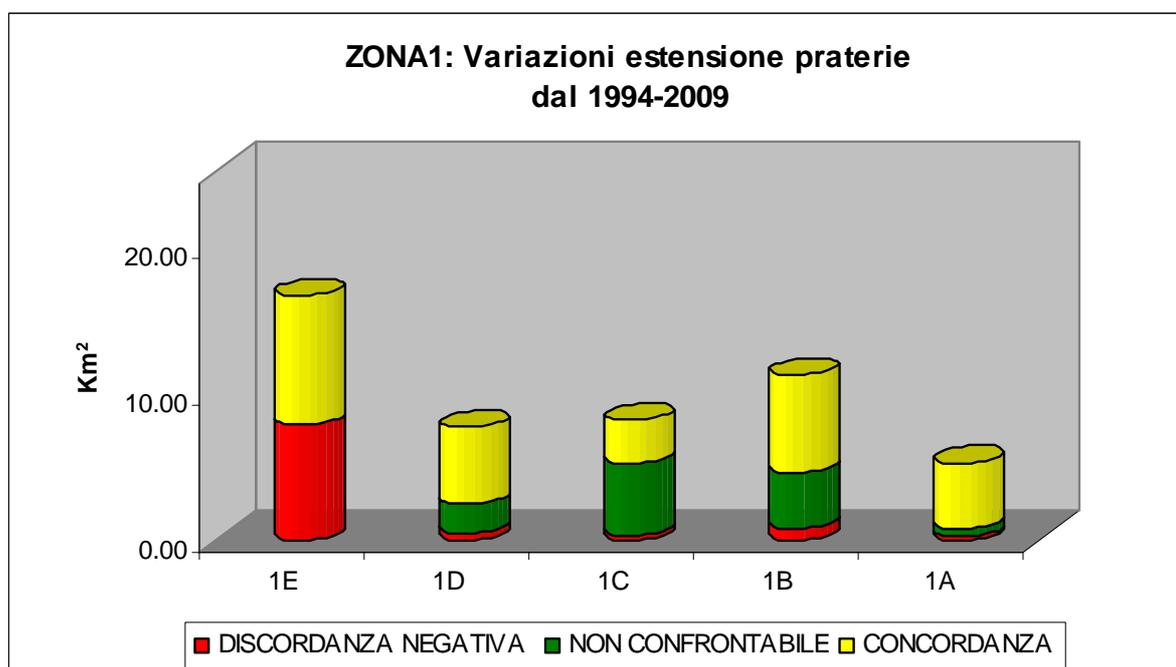


Fig.47 Concordanza e discordanza delle cartografie del 1994 e 2006 delle praterie in Zona1. Rappresentazione schematica delle superfici interessate (Km²)

Valutando la percentuale di superficie persa rispetto all'estensione iniziale della prateria nei due archi temporali analizzati, si evidenzia per tutte le praterie una perdita di superficie dal 1959 al 1994 molto più elevata rispetto alle perdite registrate tra il 1994 e il 2009 (Fig.7). Tali discordanze sono probabilmente da attribuire anche ad una diversa accuratezza delle cartografie, sicuramente molto meno precisa nel 1959 in cui i metodi di acquisizione e posizionamento adoperati si limitavano allo scandaglio a mano e ai punti a terra, mentre sia nel 1994 che nel 2009 sono stati utilizzati S.S.S. e G.P.S., consentendo di ottenere un crescente dettaglio di informazioni.

PERDITA SUPERFICIE PRATERIE IN % DAL 1959 AL 2009

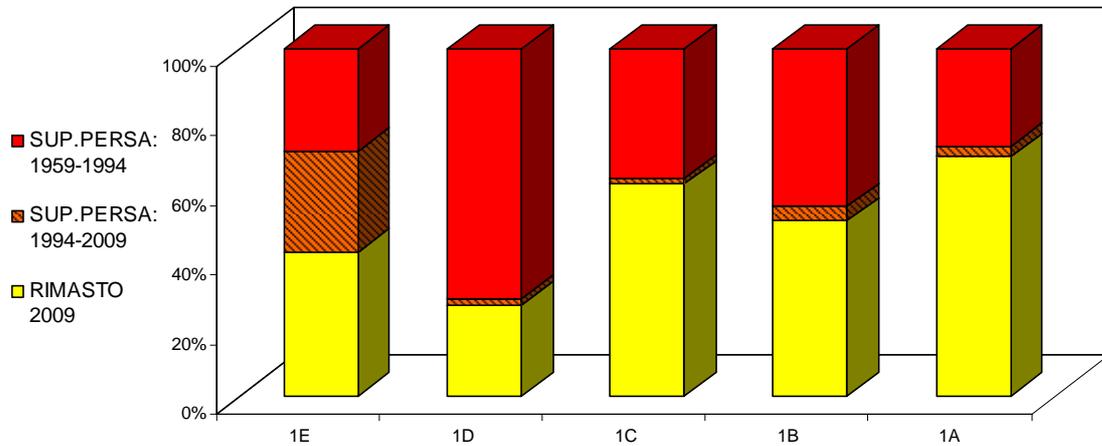


Fig.48 Superficie perse e conservate nelle praterie della Zona 1 per gli archi temporali: 1960-1994 e 1994-2009

Tali differenze potrebbero aver causato una sovrastima delle perdite registrate. Si evidenzia per esempio tra il 1959 e il 1994 una velocità di perdita di superficie (regressione) per la prateria 1D di circa $0.5 \text{ km}^2/\text{anno}$, mentre per tutte le altre praterie nello stesso arco temporale è molto inferiore (Fig.48). Data la natura del substrato (principalmente roccioso) tali discordanze potrebbero essere legate ad una difficoltà dell'individuare con precisione nel 1959 la posizione reale dei limiti superiore ed inferiore della prateria.

Grandi discordanze esistono anche per la prateria 1E. La sua velocità di regressione è l'unica ad aumentare ancora dal 1994 al 2009 (da $0.25 \text{ Km}^2/\text{anno}$ i primi 35 a $0.720 \text{ Km}^2/\text{anno}$ nei successivi 11 anni), tuttavia in questo caso le immagini sonar del 2009 consentono di validare questo dato come reale e non come errore cartografico. Si individuano infatti zone di matte morta insabbiata, testimoni di una porzione di prateria una volta presente (e cartografata) e scomparsa nel 2009.

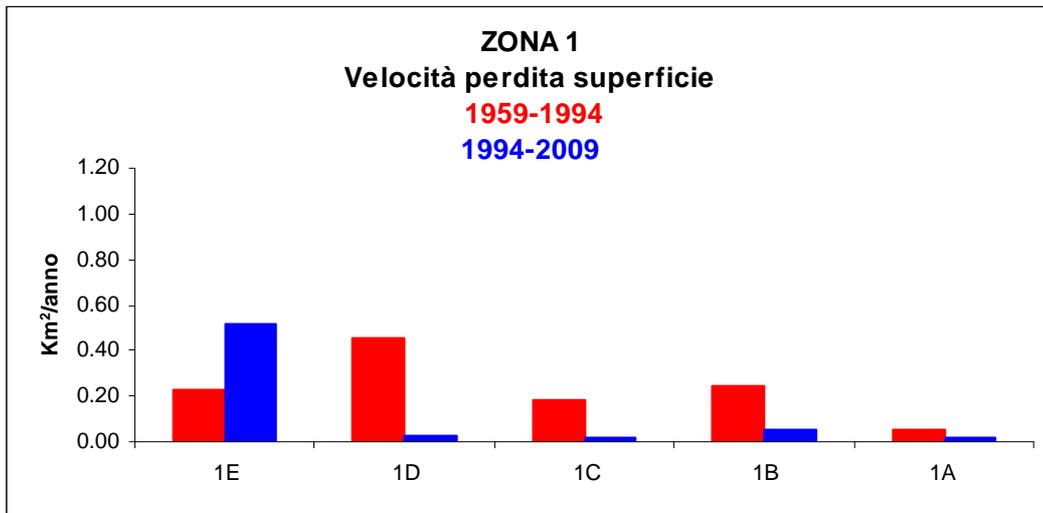
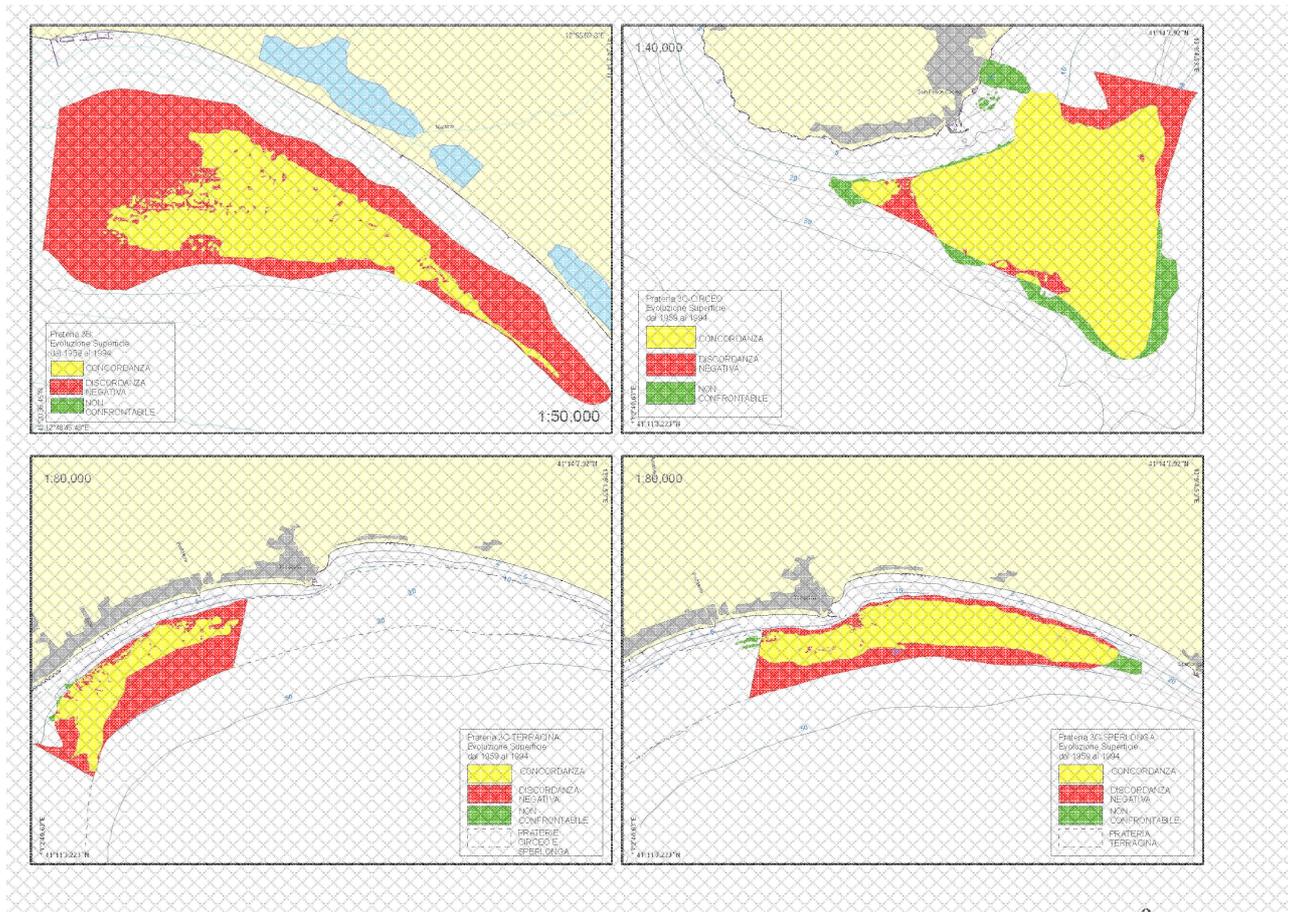


Fig.49 Velocità di perdita di superficie delle praterie della Zona1: a confronto i valori dell'intervallo 1960-1994 e 1994-2009

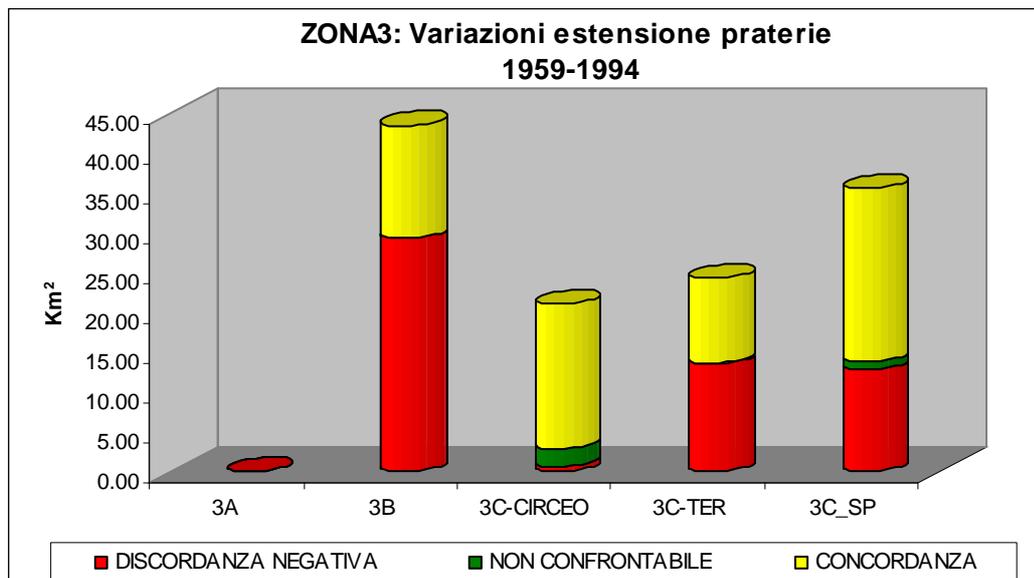
Il grafico in Figura 8 mette a confronto le velocità di perdita di superficie delle praterie della Zona1 nei due intervalli temporali, ed evidenzia l'esistenza di diverse modalità di regressione che verranno approfondite attraverso l'analisi dei limiti superiore ed inferiore di ogni singola prateria.

3.2.2 b ZONA3: DA TORRE ASTURA A SPERLONGA

1959-1994



9a



9b

Fig.50 Concordanza e discordanza delle cartografie del 1960 e 1994 delle praterie in Zona 3.
9a. Carte praterie (in senso orario) 3B, 3C CIRCEO, 3C TERRACINA, 3C.SPERLONGA 9b. Rappresentazione schematica delle superfici interessate (Km²)

1994-2009

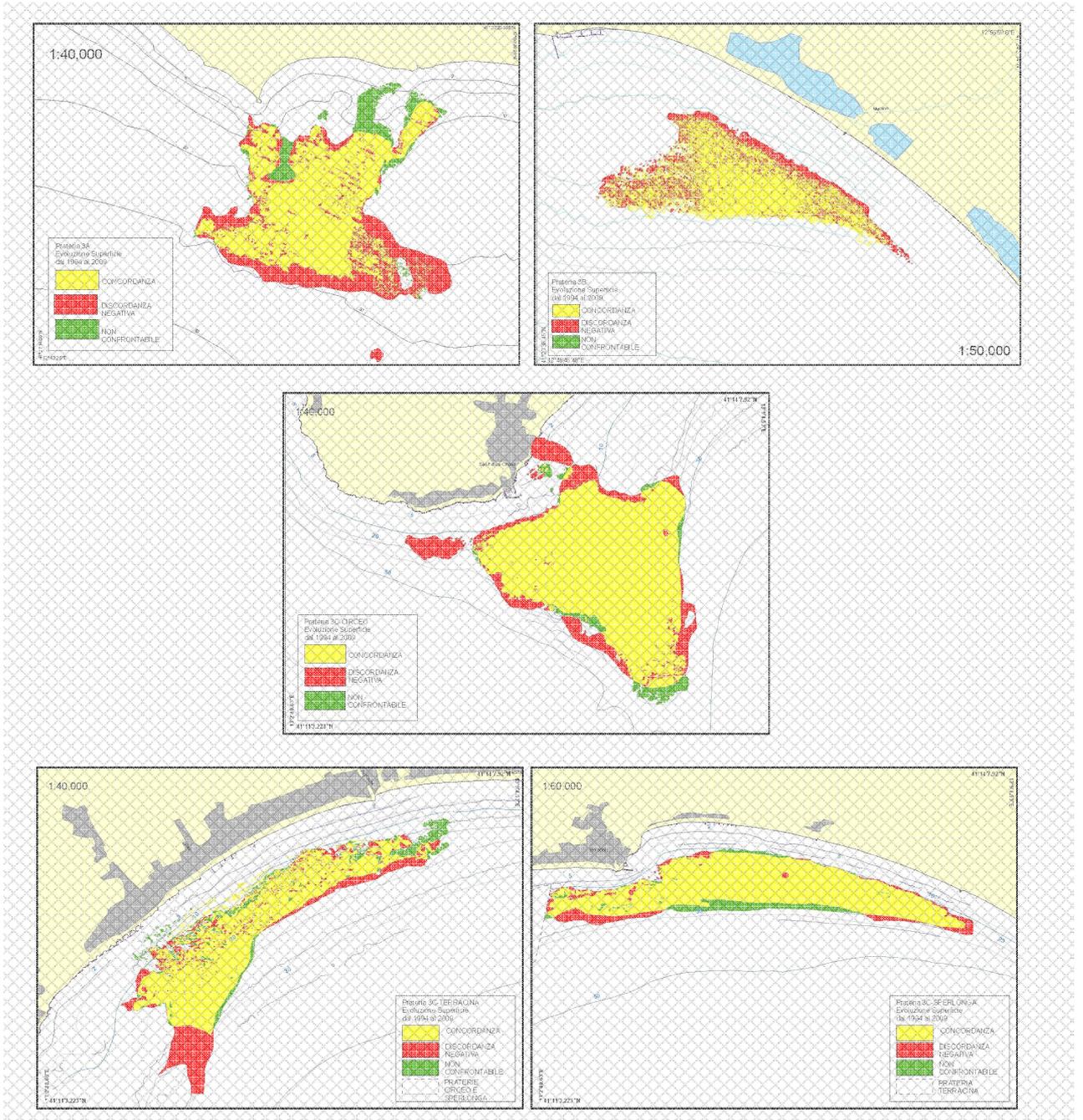


Fig.51 Concordanza e discordanza delle cartografie del 1960 e 1994 delle praterie in Zona 3: Carte praterie (in senso orario) 3B, 3C CIRCEO, 3C TERRACINA, 3C.SPERLONGA

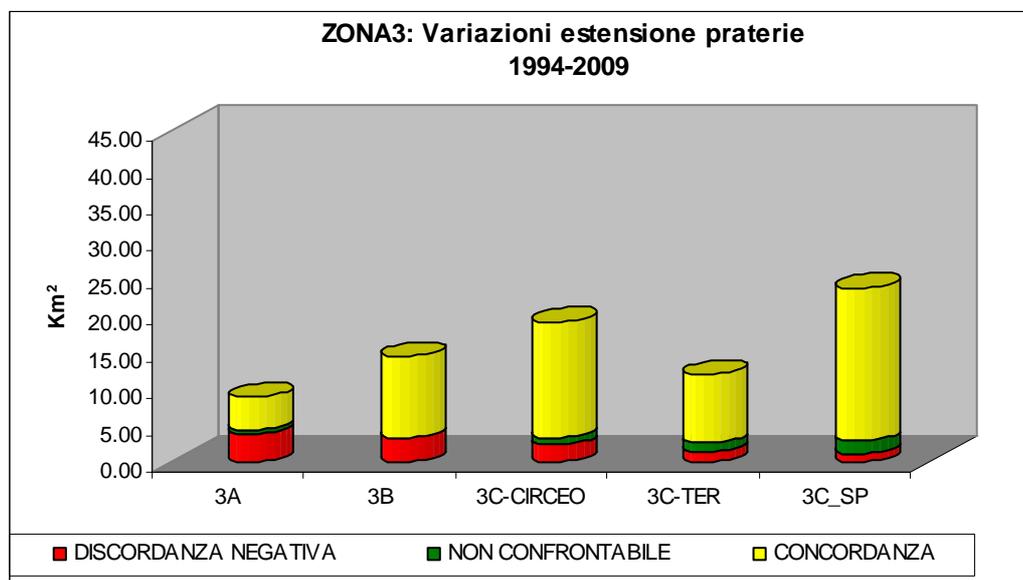


Fig.52 Concordanza e discordanza delle cartografie del 1960 e 1994 delle praterie in Zona 3:
Rappresentazione schematica delle superfici interessate (Km²)

Dal confronto delle cartografie storiche si riscontra anche per le praterie del Lazio Meridionale, una forte tendenza regressiva. Per tutte le cartografie tranne per la 3A (per la quale non è presente la carta del 1959), esistono infatti forti discordanze negative sia tra il 1959 e il 1994 (dai 15 ai 30 km² di prateria) che tra il 1994 e il 2009, sebbene con ordini di grandezza inferiori (circa 3 Km² per prateria).

Il grafico in Figura 53 mostra la perdita di superficie nei due archi temporali analizzati, e ciò che si registra in questa Zona sono 3 situazioni differenti: una perdita di superficie molto più accentuata tra il 1959 e il 1994 per la prateria 3B, la situazione opposta per la prateria 3C-SP (antistante Sperlonga, per la quale si evidenzia una perdita molto maggiore dal 1994 al 2009 che dal 1959 al 1994) e infine una condizione di perdita a tassi quasi costanti per la prateria di Terracina (3C-TR), ancora più evidente se si analizza in termini di Km² per anno.

PERDITA SUPERFICIE PRATERIE IN % DAL 1959 AL 2009

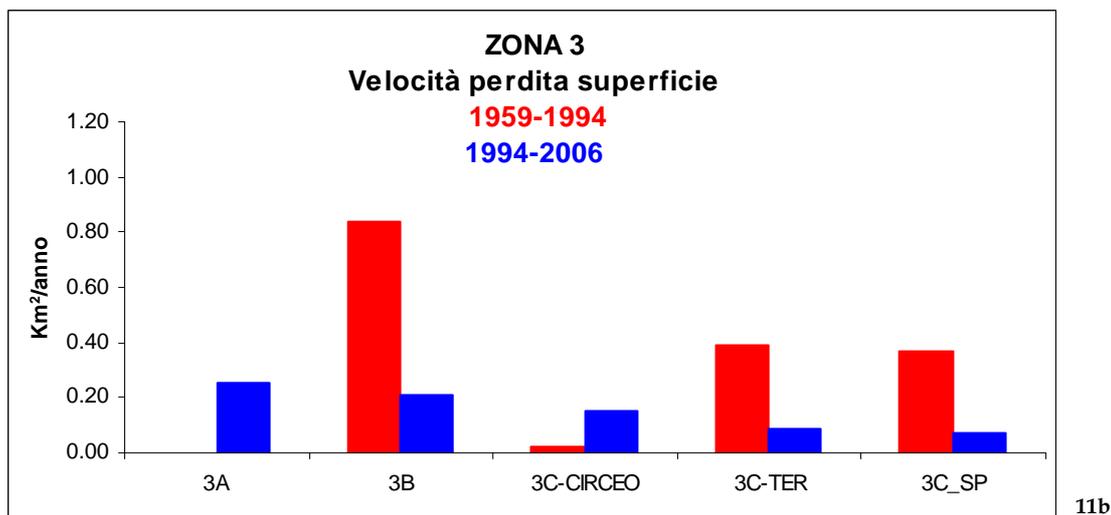
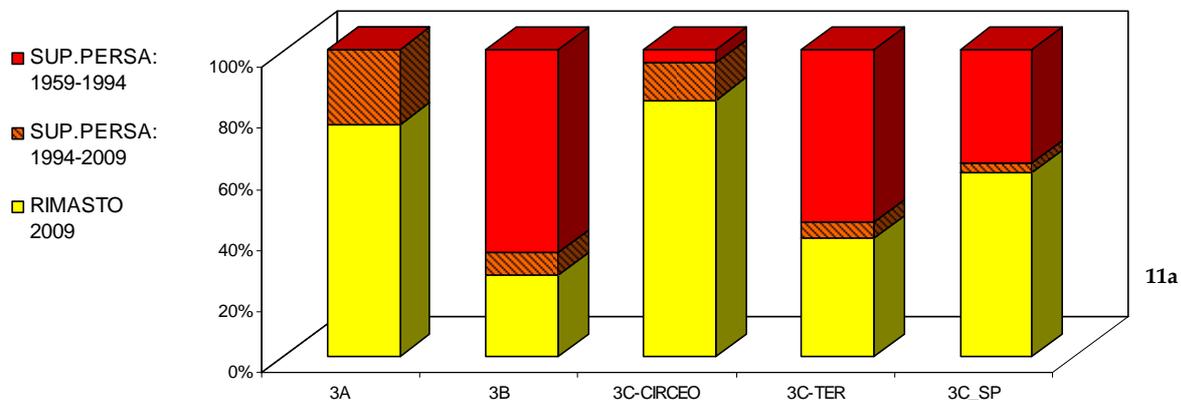


Fig.53 a. Superficie perse e conservate nelle praterie della Zona3 per gli archi temporali: 1959-1994 e 1994-2009
b. Velocità di regressione delle praterie della Zona3: a confronto i valori dell'intervallo 1959-1994 e 1994-2009

3.2.3 Analisi della regressione dei limiti superiore ed inferiore

L'analisi dei margini è stata effettuata considerando sia la loro posizione batimetrica media nel 1959, nel 1994 e nel 2009, che il loro spostamento lineare (in m) dal 1994 al 2009.

L'analisi dello spostamento lineare è stata effettuata lungo tre transetti ortogonali alla linea di riva, identificando la posizione dei margini e calcolandone lo spostamento lineare nel tempo. Tale analisi è stata limitata all'arco temporale 1994-2009 per la similitudine nella modalità di acquisizione del dato nella creazione delle due cartografie, in modo da evitare errori di valutazione dei tassi di regressione. Tale regressione è stata rappresentata con dei grafici a barre riportanti l'estensione lineare delle differenti categorie incontrate lungo tutto il transetto (dal limite superiore a quello inferiore) nei due archi temporali.

3.2.3 a ZONA 1: DA GRATICCIARA A SANTA SEVERA

PRATERIA 1E:

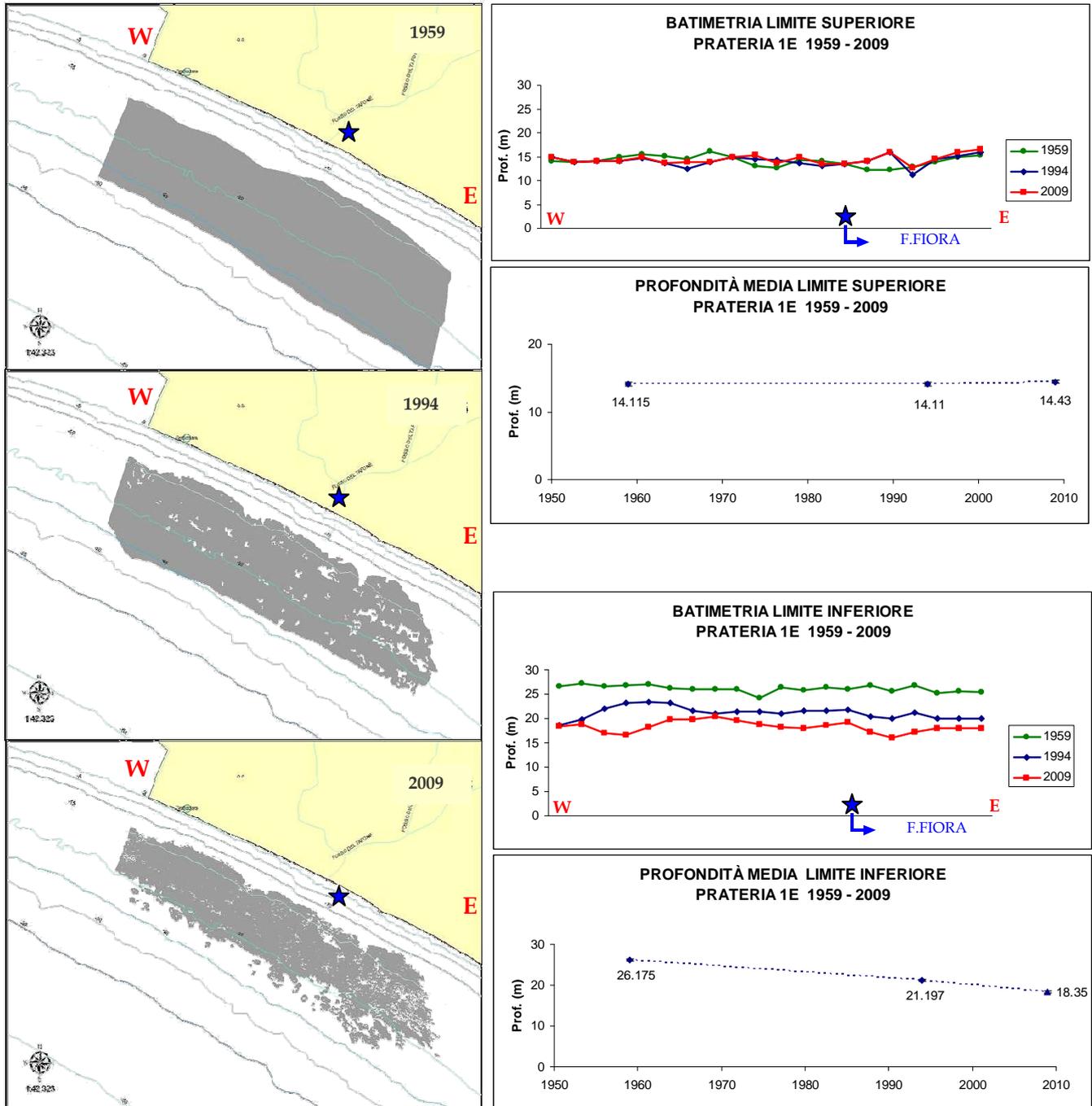


Fig.54 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1960 al 2009

A livello batimetrico il margine superiore della prateria 1E rimane pressoché costante (la profondità media è intorno ai 14 m) e dal 1959 al 2009 si registra solo una lieve regressione verso profondità maggiori nell'ordine dei 0.2 m. Il margine inferiore regredisce invece drasticamente e da una profondità media di 26m nel 1959 arriva a 21m nel 1994 e regredisce ancora fino a circa 18m di profondità nel 2009 (Fig. 54).

Analizzando la regressione dei limiti dal 1994 al 2009 lungo tre transetti ortogonali alla linea di costa (Fig.55) si evidenzia l'esistenza di uno spostamento lineare oltre che batimetrico, sia del margine inferiore che del margine superiore, in particolare nella zona più a Nord.

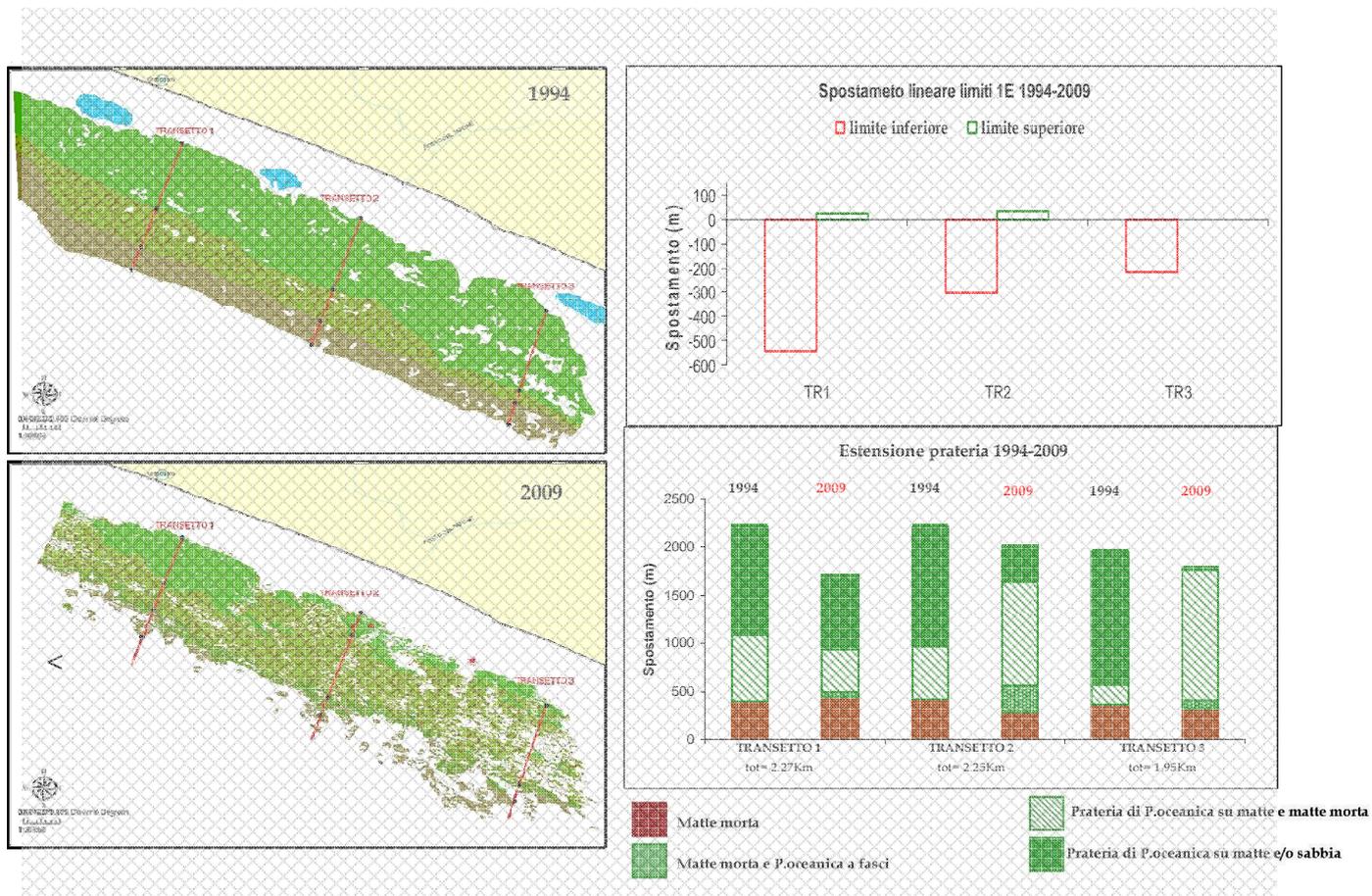


Fig.55 Regressione lineare dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2006

Nel transetto più a nord (TR1) infatti la regressione lineare è dell'ordine dei 500 m, 300m nel transetto 2 e 200m nel transetto 3 (Fig.55). Analizzando la composizione della prateria nei medesimi transetti sia nel 1994 che nel 2009, si nota come la tendenza regressiva del limite inferiore sia legata in ogni transetto ad un aumento della componente Prateria di "P.oceanica su matte e matte morta" ed alla sua trasformazione in "Matte morta e faci isolati" in corrispondenza del limite.

PRATERIA 1D:

La cartografia del 1959 riporta l'esistenza di una "roccia mista ad alghe" unica e continua per tutta l'area attualmente occupata dalle praterie 1D e 1C. I confini individuati per questo insieme di rocce, sono talmente discordanti dalla cartografia del 1994 (Fig.56) che si è deciso di limitare l'analisi della regressione dei limiti solo tra il 1994 e il 2009. In quest'arco temporale la posizione batimetrica dei limiti superiore ed inferiore è variata di circa 2m (da 11.8 a 13.2 per il limite superiore e da 19.9 a 18.9 per il limite inferiore).

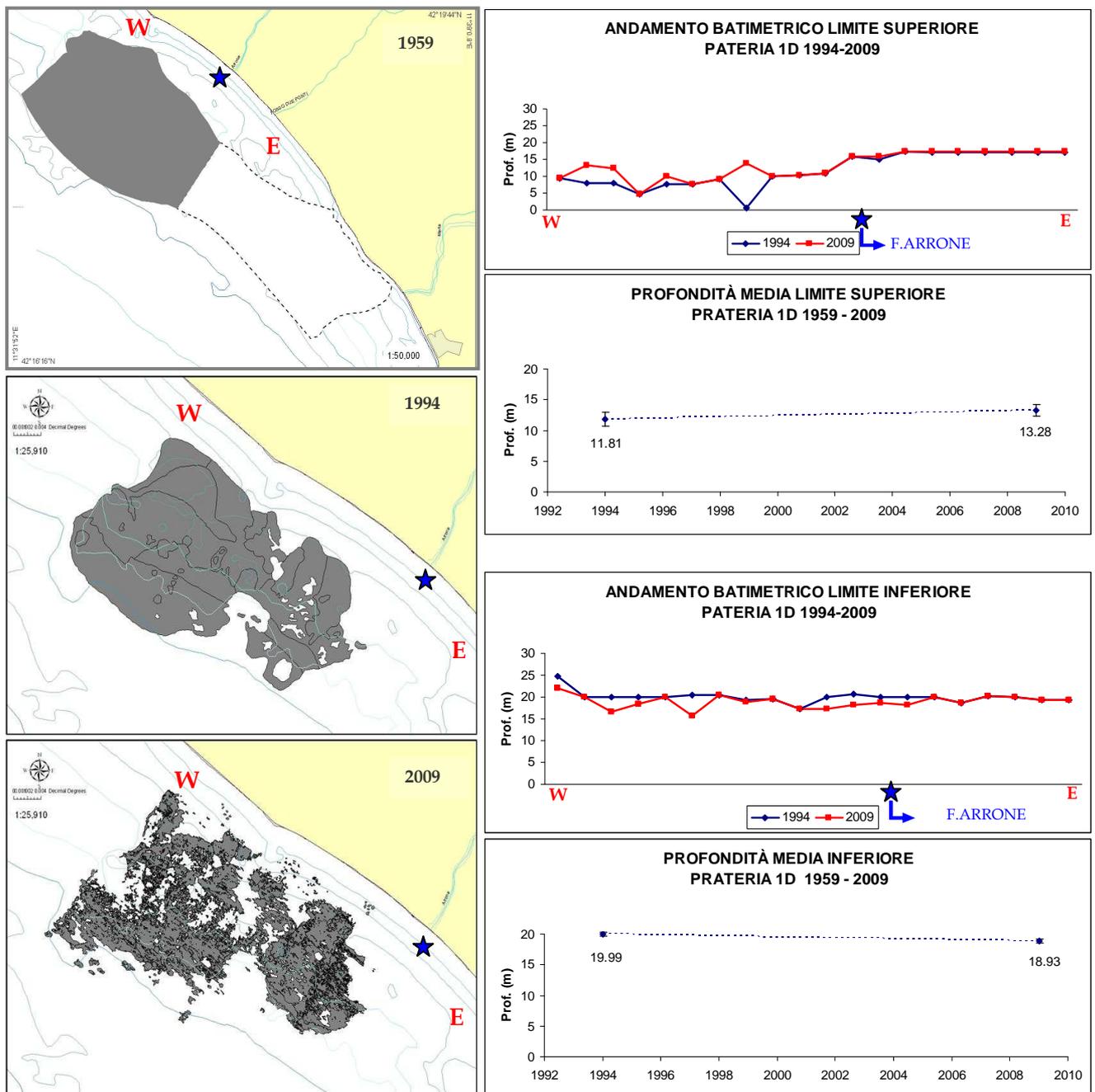


Fig.56 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1960 al 2006

La regressione di entrambi i limiti è particolarmente significativa nella zona più a Nord della prateria, come si evidenzia anche dall'analisi della regressione lineare (Fig.57). Per il transetto 1 (quello più a Nord), si registra infatti un arretramento lineare dei margini molto più accentuato rispetto ai transetti 2 e 3, nei quali tuttavia si osserva un aumento della categorie "Prateria su matte e matte morta" e "Matte morta con *P.oceanica* a fasci isolati", ad indicare comunque una rapida diminuzione del ricoprimento di Posidonia.

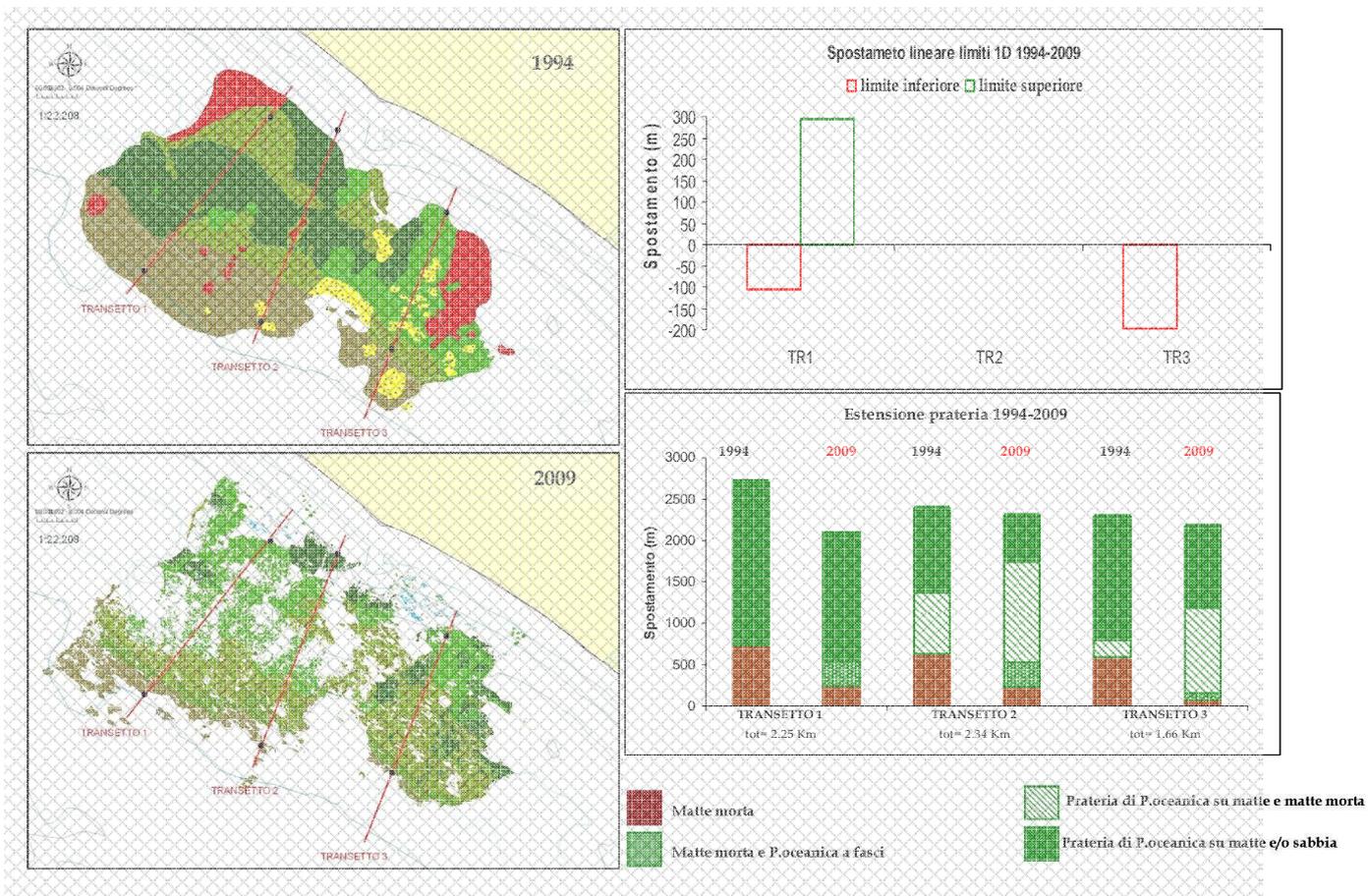


Fig.57 Regressione lineare dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2006

PRATERIA 1C

Così come precedentemente descritto, la cartografia del 1959 non è stata ritenuta idonea per confrontare la posizione del limite superiore con le cartografie successive, pertanto l'analisi è stata limitata al limite inferiore il cui andamento batimetrico testimonia una tendenza regressiva molto marcata tra il 1959 (profondità media del limite inferiore 29.8m) e il 1994 (profondità media 20m) e meno evidente ma comunque presente, tra il 1994 e il 2009 (profondità media 17.4m).

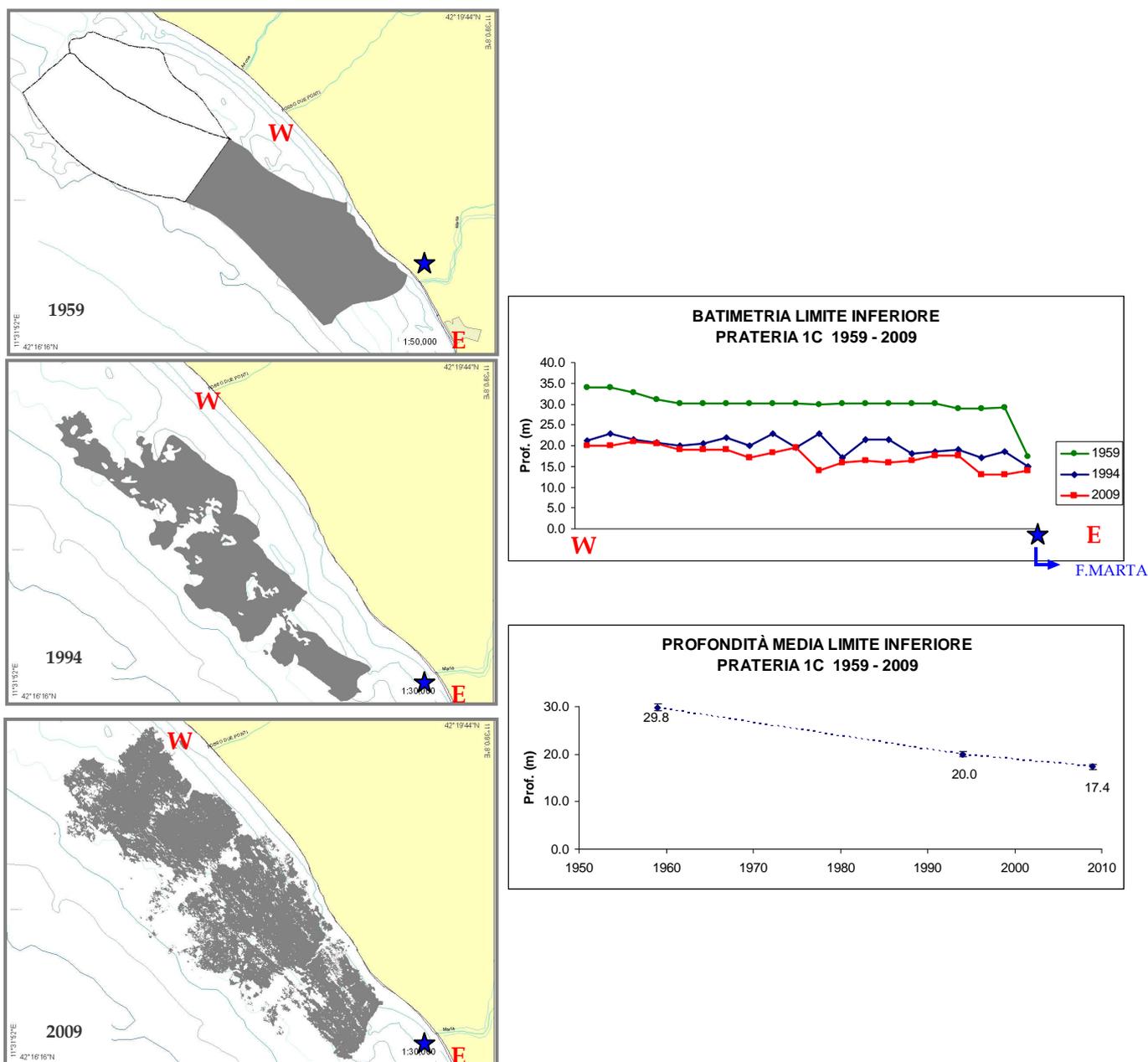


Fig.58 Analisi batimetrica dei limite inferiore dal 1959 al 2009

Dal confronto delle cartografie del 1994 e del 2009 si evidenzia inoltre una regressione lineare del margine inferiore in alcuni punti della prateria. Tuttavia dato il maggiore dettaglio della seconda carta (che evidenzia la presenza di aree non cartografate nel 1994), non è possibile estendere con certezza questa tendenza al limite inferiore per tutta la sua estensione.

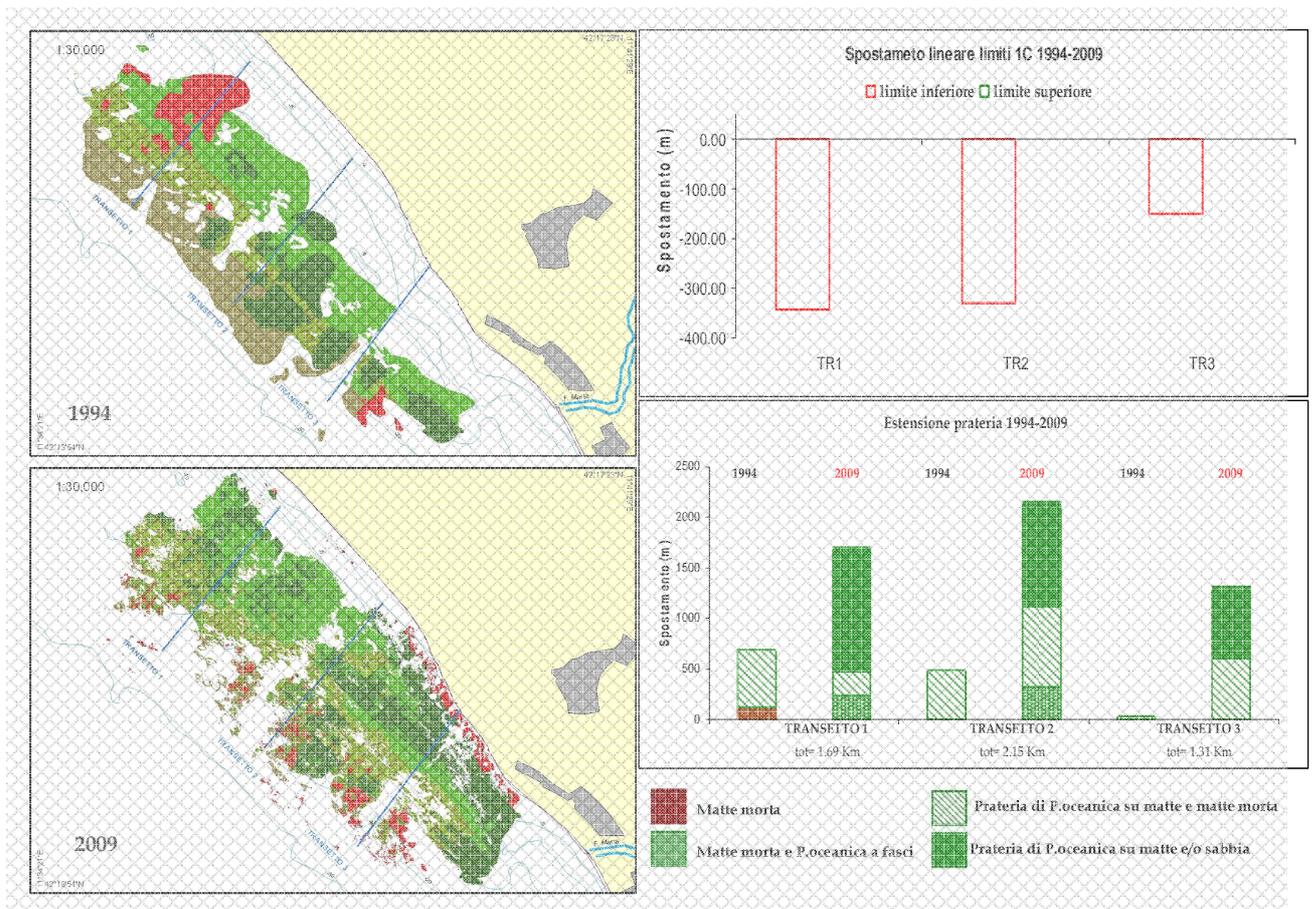


Fig.59 Regressione lineare dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2006

PRATERIA 1B:

Anche per la prateria 1B date discordanze tra le cartografie storiche, in particolare nell'individuazione del limite superiore, l'analisi ha riguardato solo l'andamento batimetrico medio e la regressione lineare del margine inferiore tra il 1994 e il 2009. Si registra una regressione media 2m di profondità e di circa 200m lineari, con una perdita di superficie che aumenta in direzione Nord-Sud (Fig. 60 e 61).

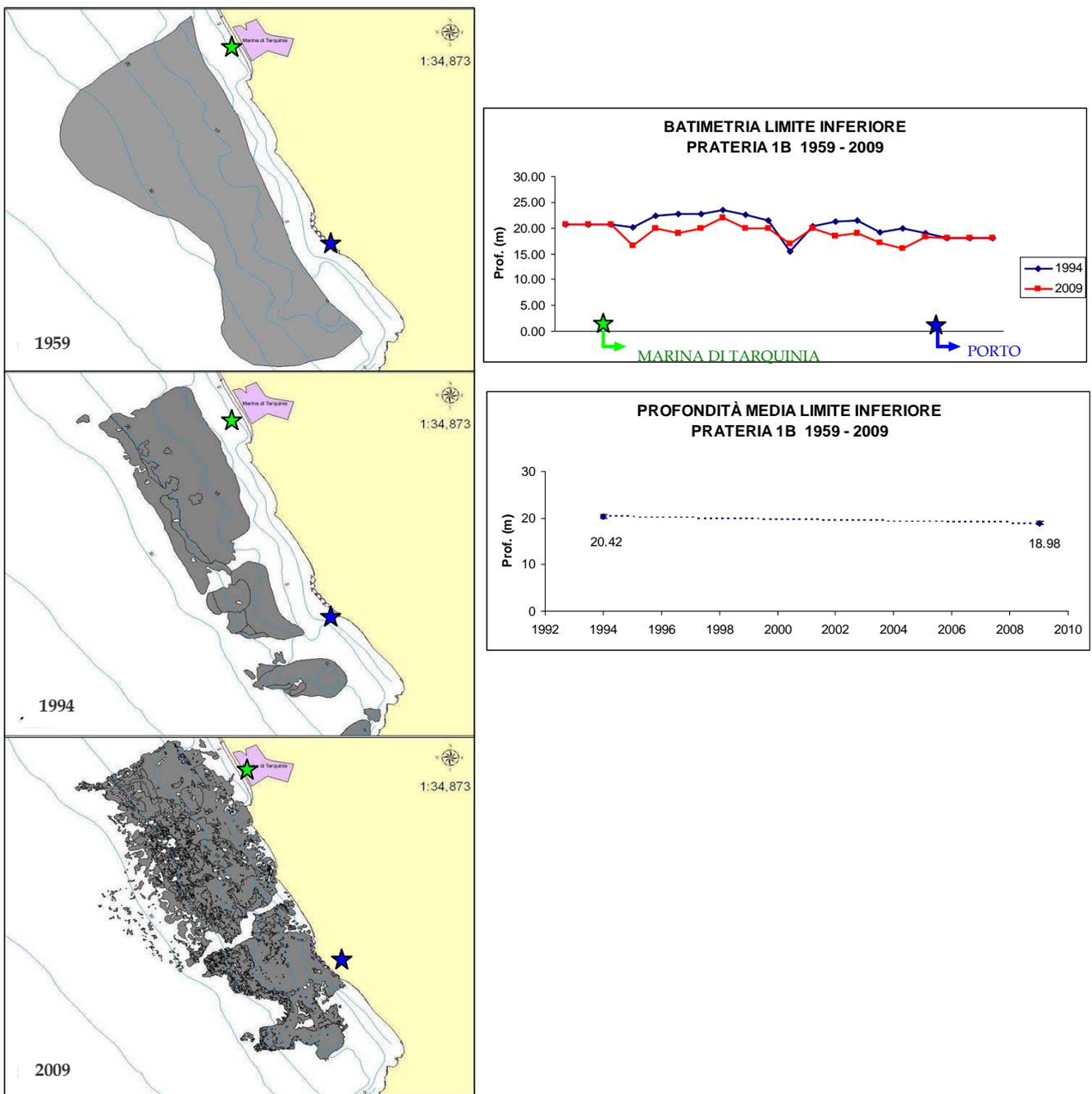


Fig.60 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1959 al 2009



Fig.61 Regressione lineare del limite inferiore dal 1994 al 2009

PRATERIA 1A:

Per la prateria 1A la natura del substrato (totalmente roccioso) ha reso difficile effettuare le analisi di copertura lungo i transetti. Si assiste ad un generico arretramento del limite inferiore dal 1994 al 2009 (da 28 a 17m di profondità circa), tuttavia le elevate discrepanze tra le cartografie storiche non permettono la realizzazione analisi più approfondite.

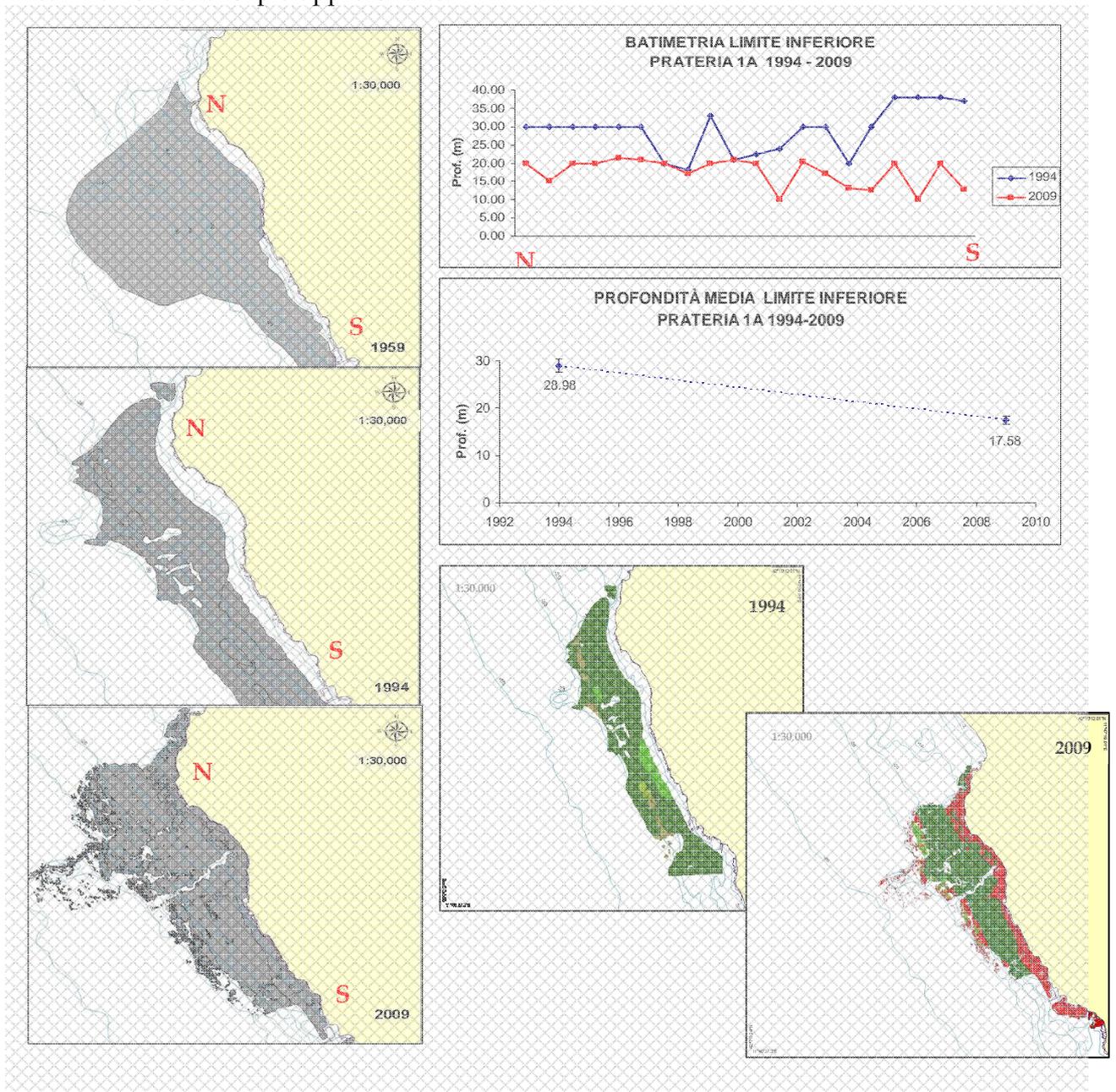


Fig.62 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1959 al 2009.

3.2.3 b ZONA 3: DA TORRE ASTURA A SPERLONGA

PRATERIA 3A:

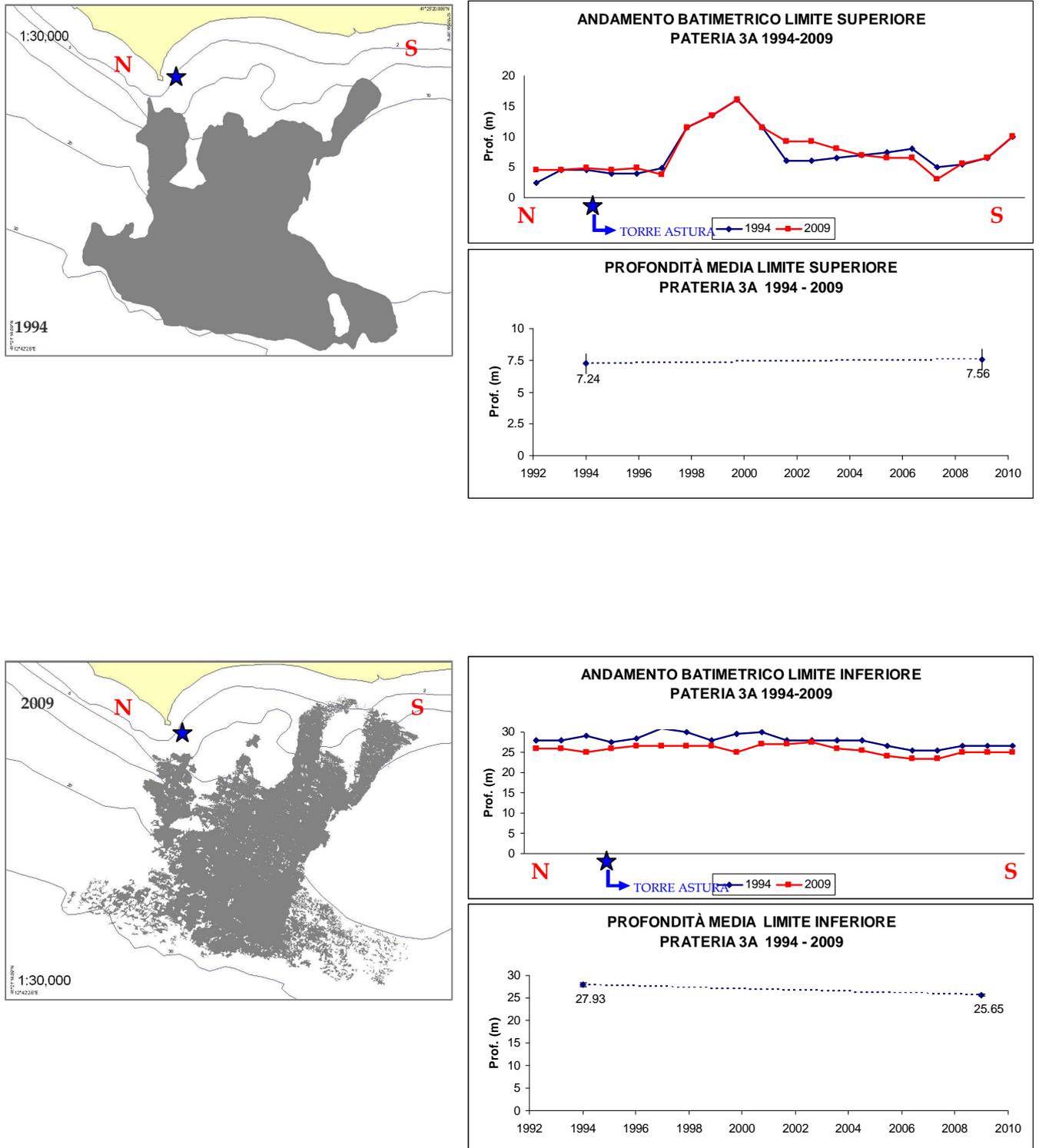


Fig.63 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2009

Per la prateria 3A non è presente in letteratura la cartografia del 1959. Il confronto tra i margini superiore ed inferiore interessa pertanto solo gli anni 1994 e 2009 (Fig.22). Non si registrano elevati tassi di arretramento dei limiti se non per quello inferiore, per il quale in 11 anni l'arretramento medio è di 2.3 m (da 27.93 a 25.65m). Tuttavia la presenza di substrato roccioso in corrispondenza del limite superiore e l'evidente discordanza tra le due cartografie (Fig.64), rende difficoltosi e poco attendibili i confronti per l'elaborazione del *change detection*, e non è stato pertanto effettuato il confronto su transetti per valutare l'arretramento lineare della prateria.

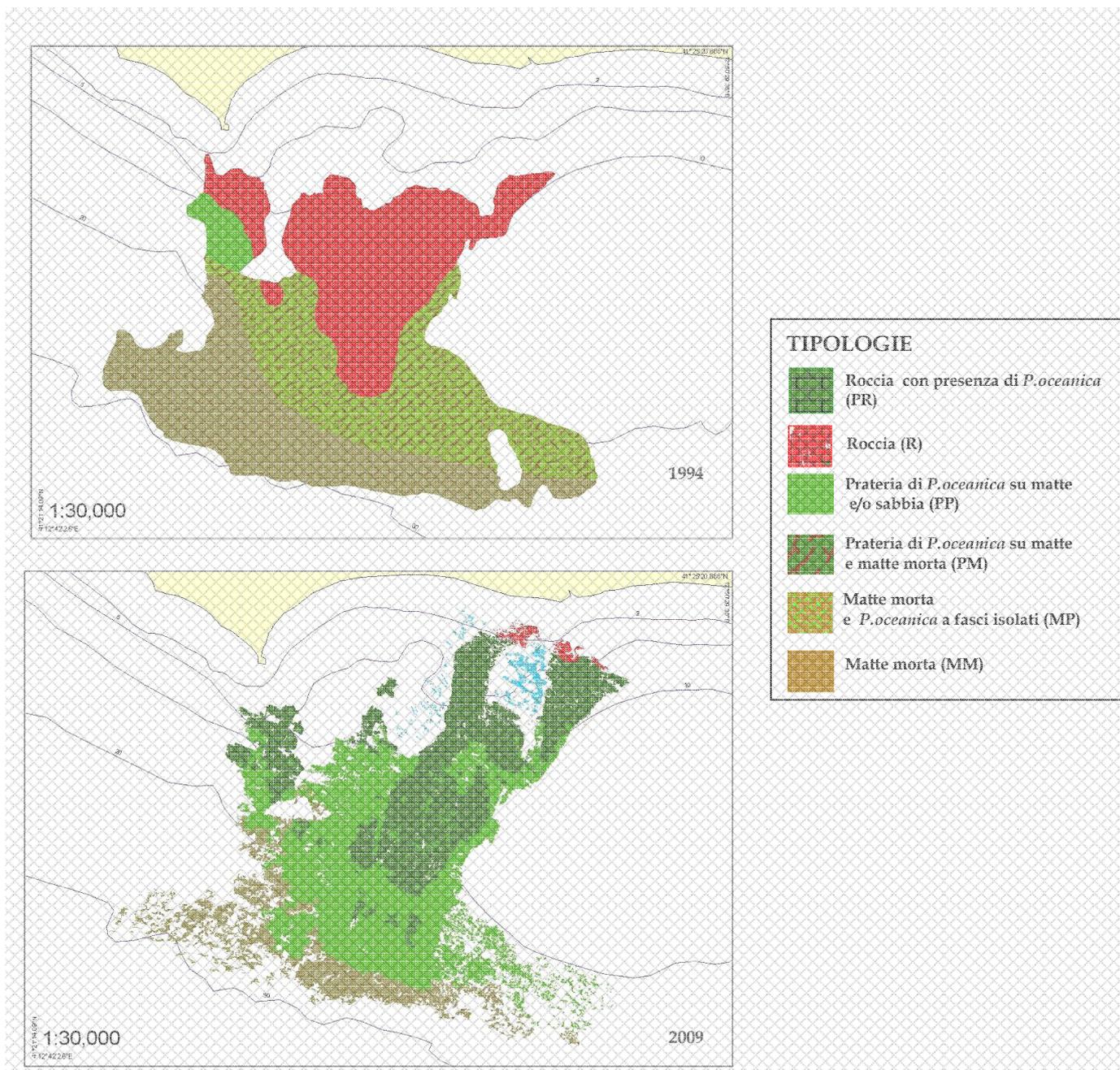


Fig.64 Cartografie del 1994 e del 2009 a confronto

PRATERIA 3B:

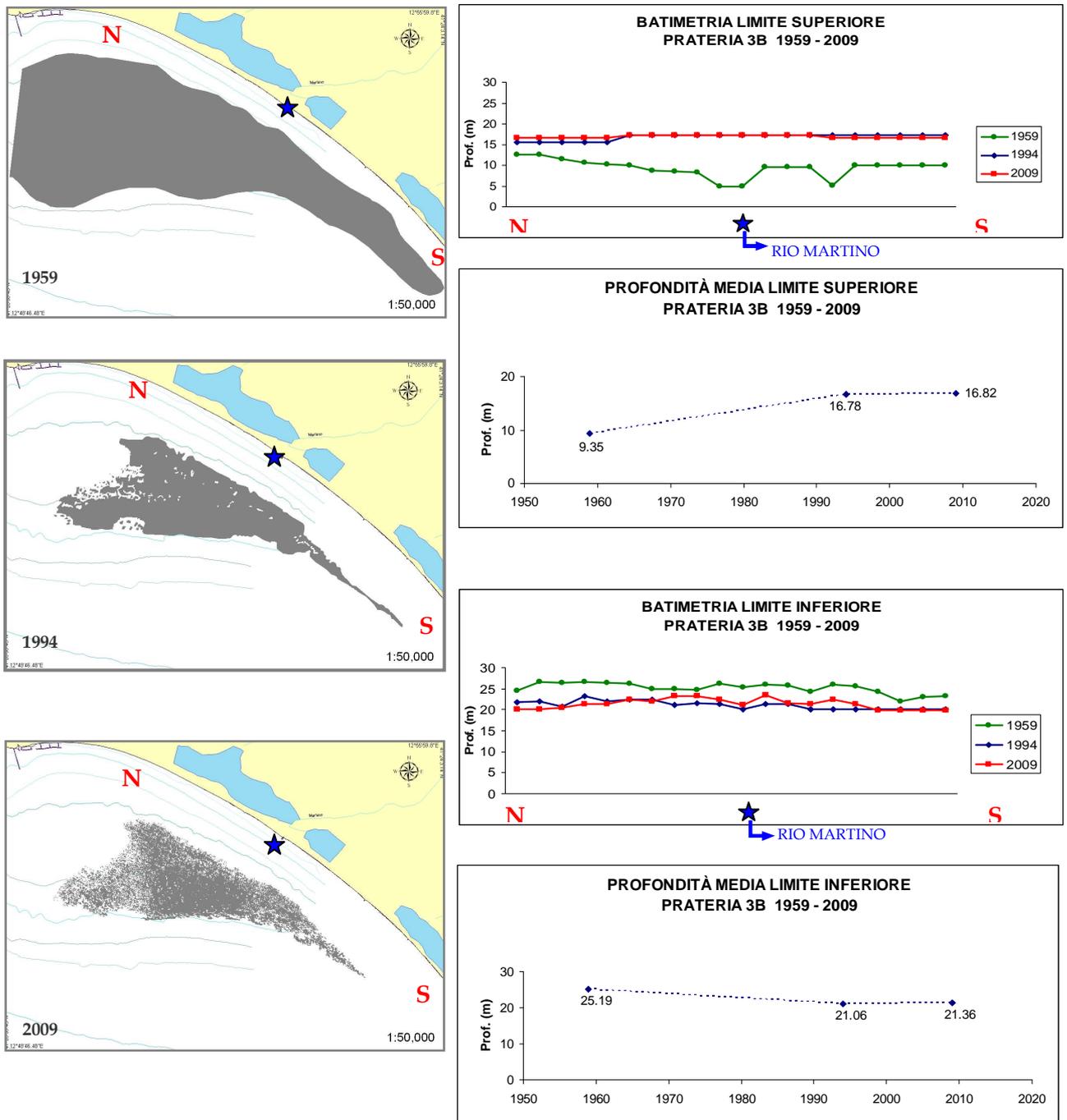


Fig.65 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1959 al 2009

Per la prateria 3B si registrano forti tendenze regressive di entrambi i margini soprattutto dal 1959 al 1994 (Fig.23), a dimostrazione di quanto riportato nello studio della variazione dell'estensione superficiale. La regressione coinvolge tutta la prateria e sebbene dall'analisi batimetrica tra il 1994 e il 2009 sembra essere molto più limitata, l'analisi dello spostamento lineare evidenzia in realtà una forte regressione anche in questo arco temporale, soprattutto dei limiti inferiori (Fig.66).

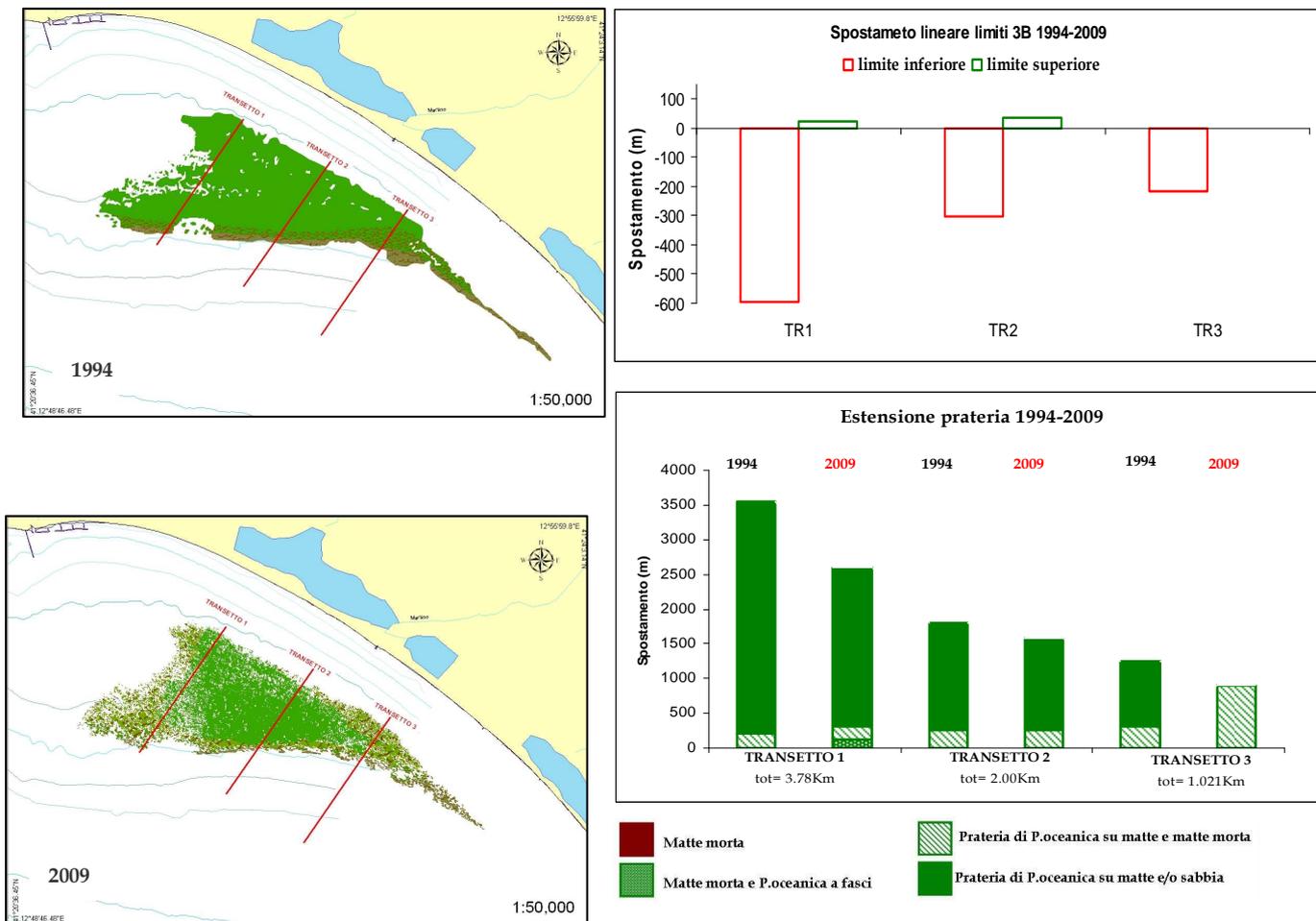


Fig. 66 Regressione lineare dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2006

L'analisi delle tipologie di prateria per transetto mostra un degrado della prateria molto più marcato nei transetti 1 e 3 piuttosto che nella zona centrale della prateria, a rimarcare come la regressione della prateria abbia una direzione dall'esterno verso l'interno.

PRATERIA 3C- CIRCEO:

Dal confronto con le cartografie storiche si evidenziano due aspetti salienti: la regressione generale in tutta l'area che dal 1959 ha portato alla suddivisione di una prateria iniziale (Fig.67) in tre praterie separate nel 2009; la differenza nel rappresentare, per la prateria 3C, la morfologia e l'estensione del margine inferiore.

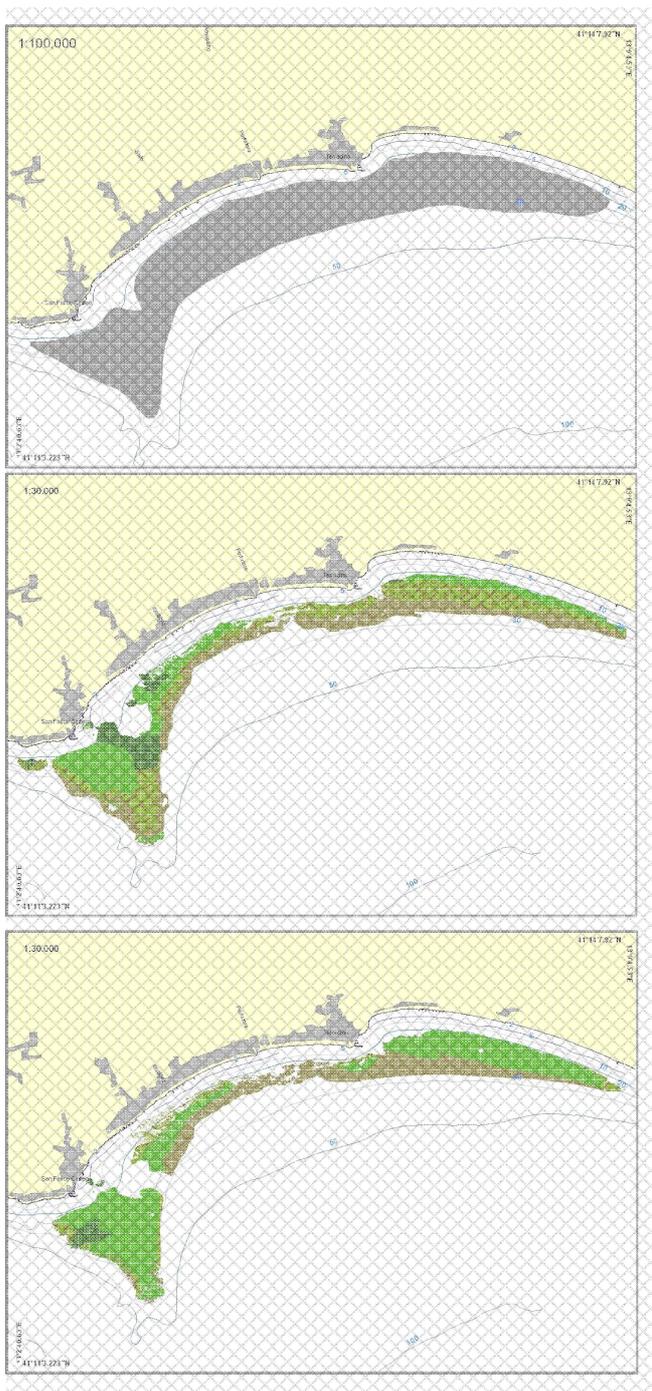


Fig.67 Estensione della prateria nel 1959

La prateria di S.Felice Circeo si estende infatti oltre la batimetria dei 30 m, profondità sicuramente difficile da esplorare con strumenti come quelli utilizzati nel 1959. Per questo motivo l'analisi dei limiti ha interessato solo lo spostamento batimetrico del margine superiore, per il quale si evidenzia un forte arretramento soprattutto a sud del porto del Circeo (Fig.68).

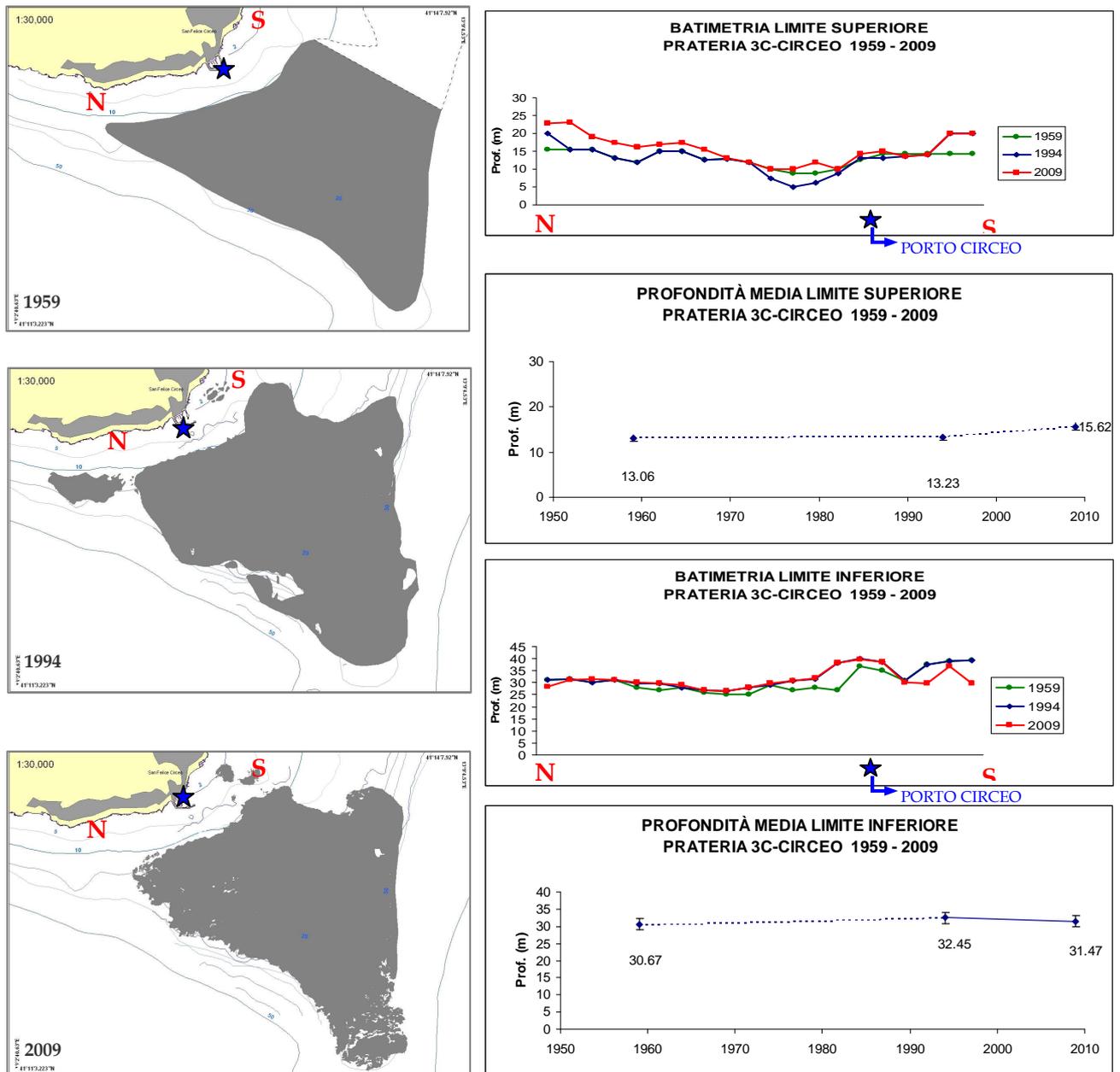


Fig.68 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1959 al 2009

PRATERIA 3C- TERRACINA:

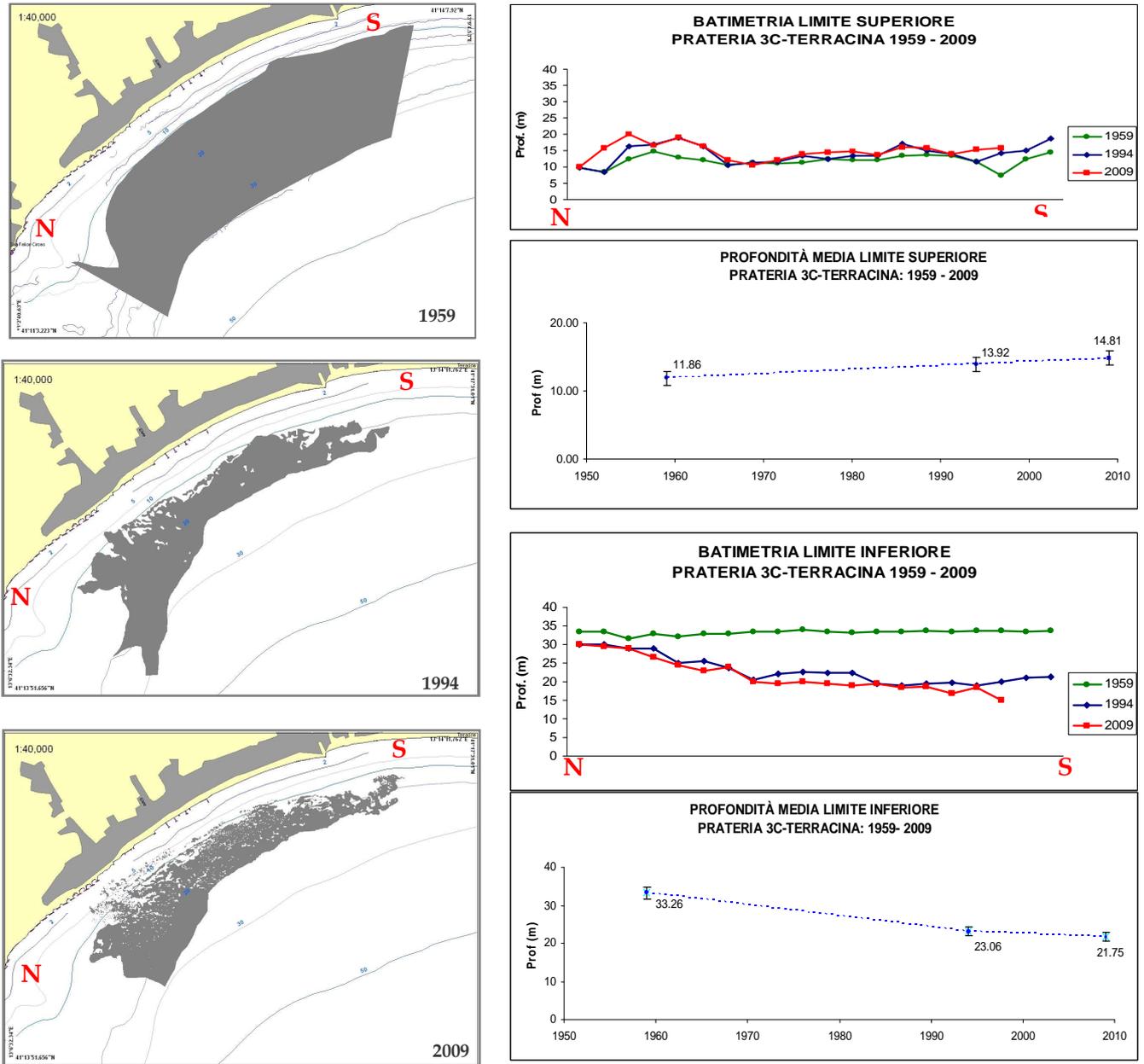


Fig.69 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1959 al 2009

Come evidenziato dalle analisi precedentemente riportate e come mostrato anche in Figura 27, in questa prateria si sono registrate sostanziali perdite di superficie, in particolar modo tra il 1959 e il 1994. Tale regressione interessa soprattutto il limite inferiore, la cui profondità media, varia da i 33 a 23m (Fig. 28). Anche tra il 1994 e il 2009 si registra una regressione di entrambi i margini tuttavia in questo arco temporale il limite superiore risulta maggiormente intaccato. La regressione lineare del limite, soprattutto nella zona più a Nord della prateria è dell'ordine dei 700m in 11 anni. Dal 1994 al 2009 si registra quindi un rapido decremento della prateria che interessa soprattutto il limite superiore e che ha una direzione Nord-Sud.

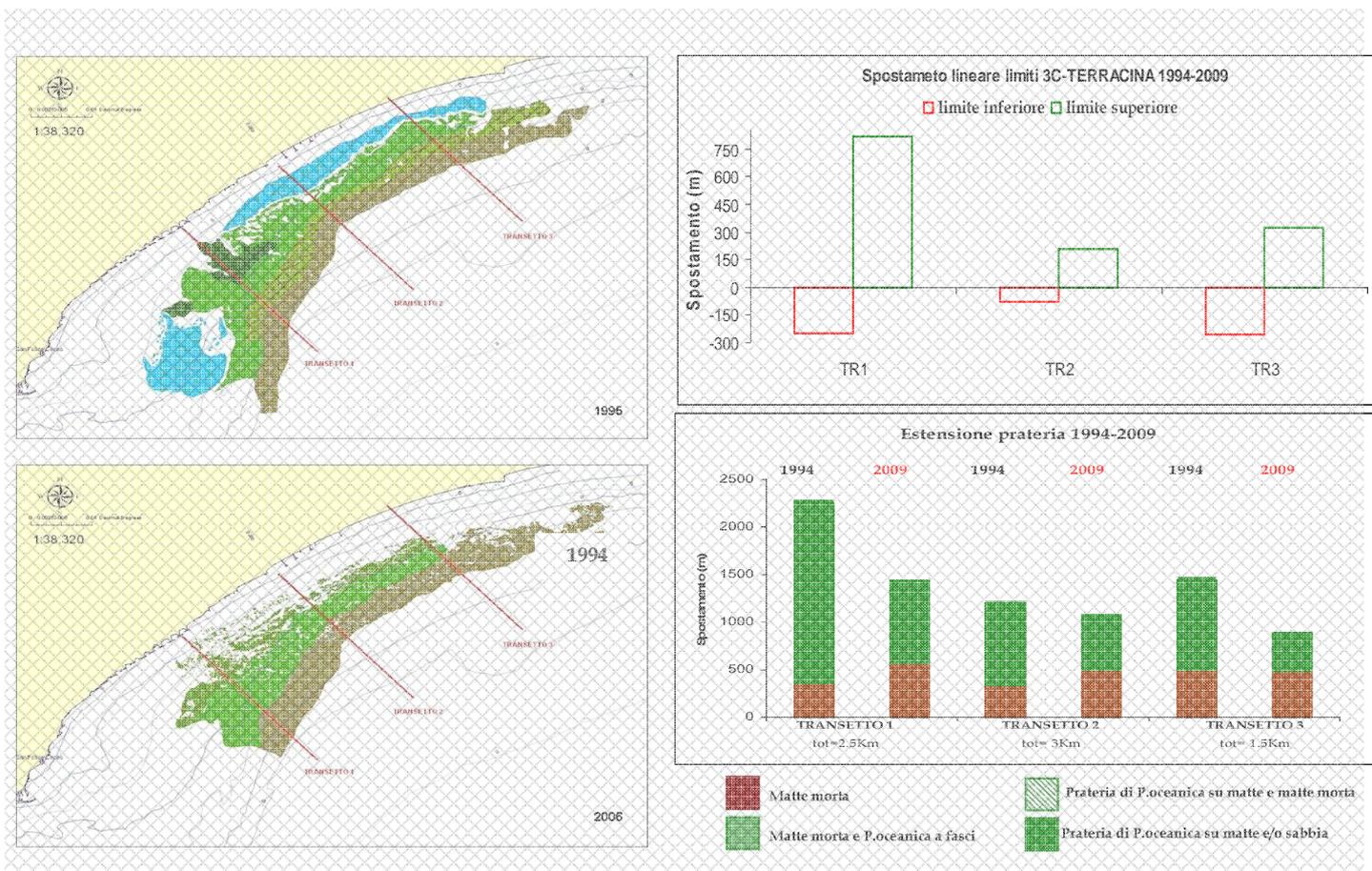


Fig.70 Regressione lineare dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2009

PRATERIA 3C- SPERLONGA:

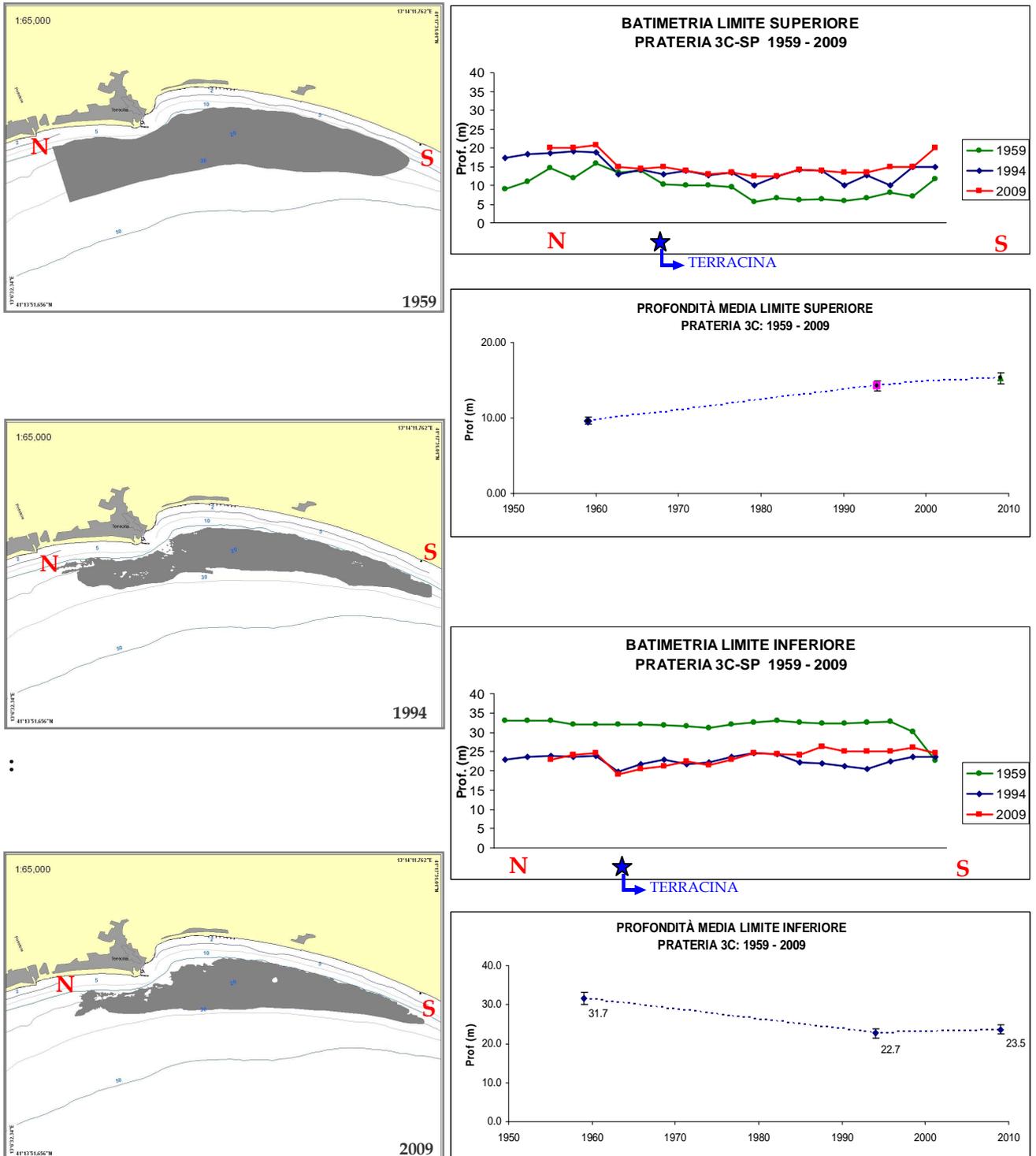


Fig.70 Analisi batimetrica dei limiti superiore ed inferiore dal 1959 al 2009

Nella la prateria di Sperlonga entrambi i margini regrediscono significativamente sia tra il 1959 e il 1994 che tra il 1994 e il 2009. In particolare si osserva per entrambi i limiti una variazione batimetrica media, molto più accentuata tra il 1959 e il 1994 che negli anni successivi. Tuttavia, tra 1994 e il 2009, viene evidenziata la presenza di una regressione lineare significativa sia per il limite superiore (nell'ordine dei 300m) che per il limite inferiore (di circa 150m).

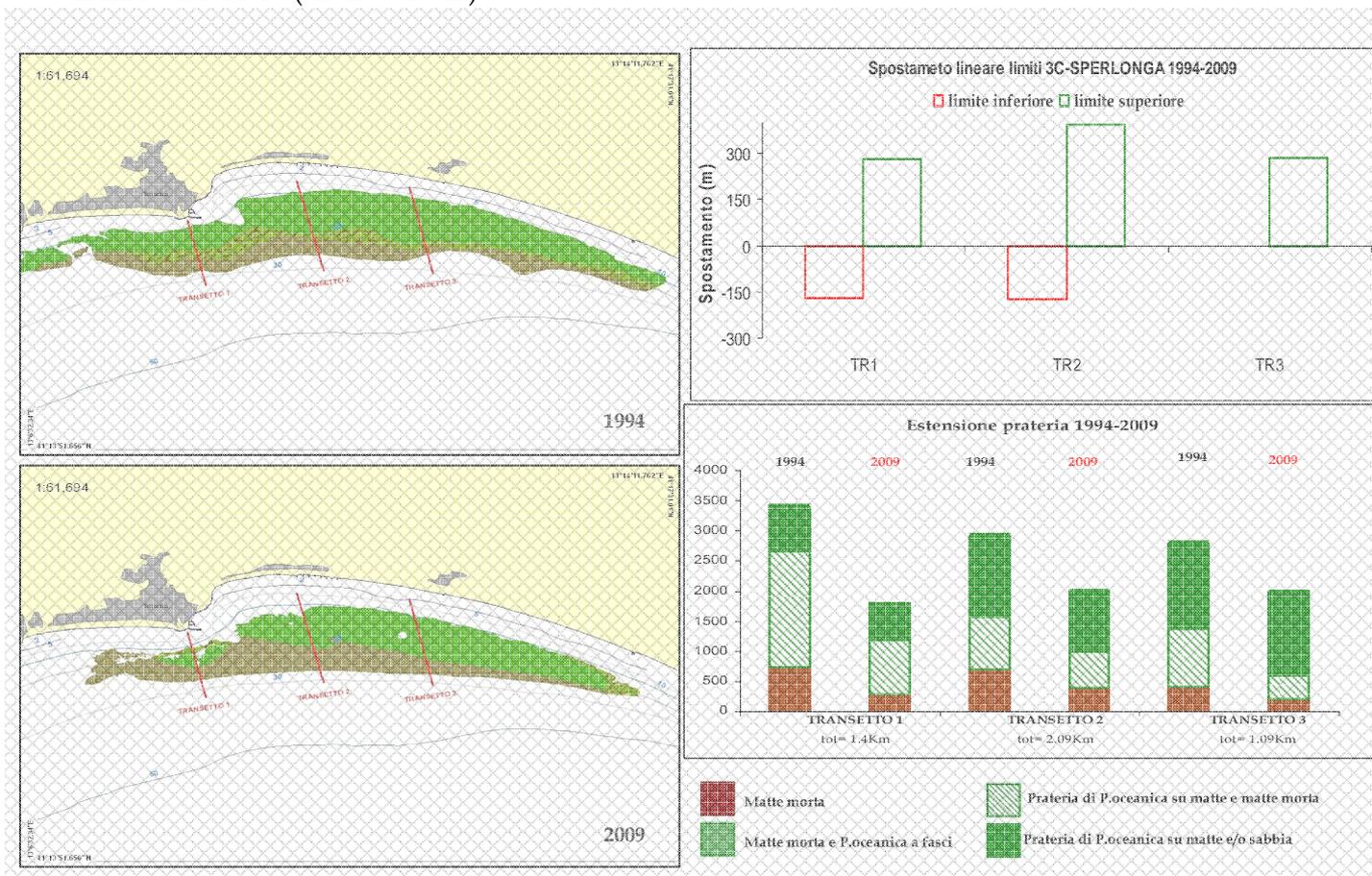


Fig.71 Regressione lineare dei limiti superiore ed inferiore dal 1994 al 2009

3.2.3. c ZONA 4: ISOLE PONTINE

PONZA-ZANNONE

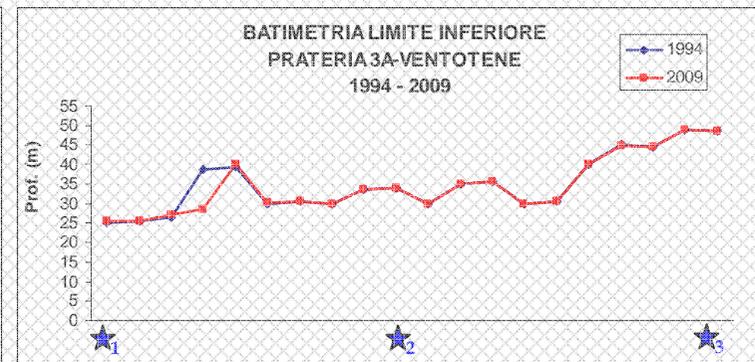
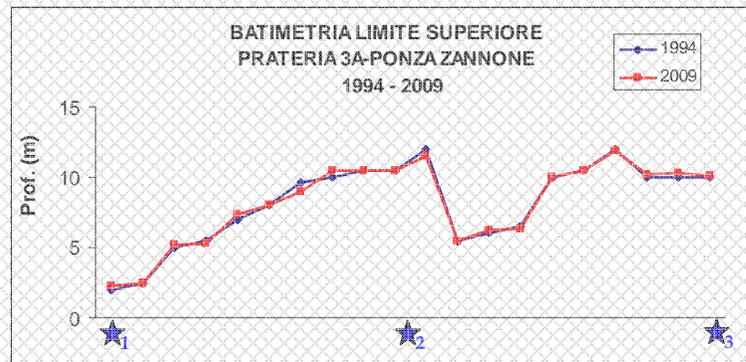
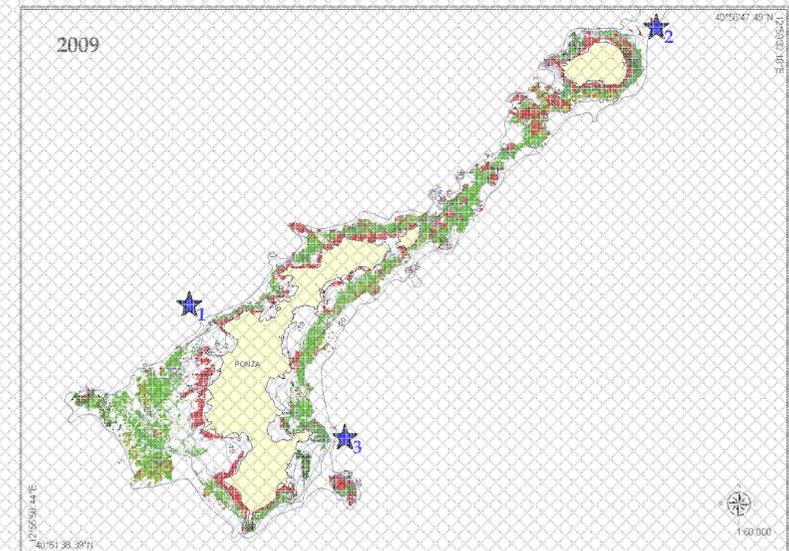
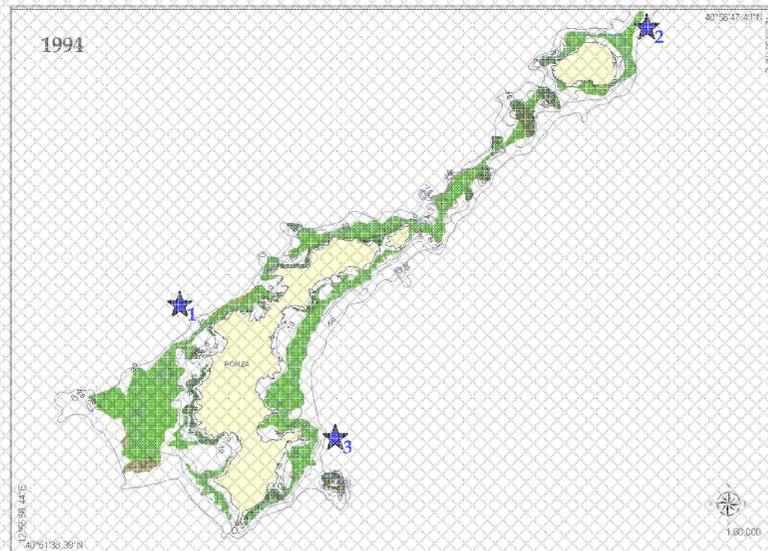


Fig.72 Cartografie e andamento batimetrico limiti superiore ed inferiore per gli anni 1994 e 2009. Isole di Ponza e Zannone

PALMAROLA

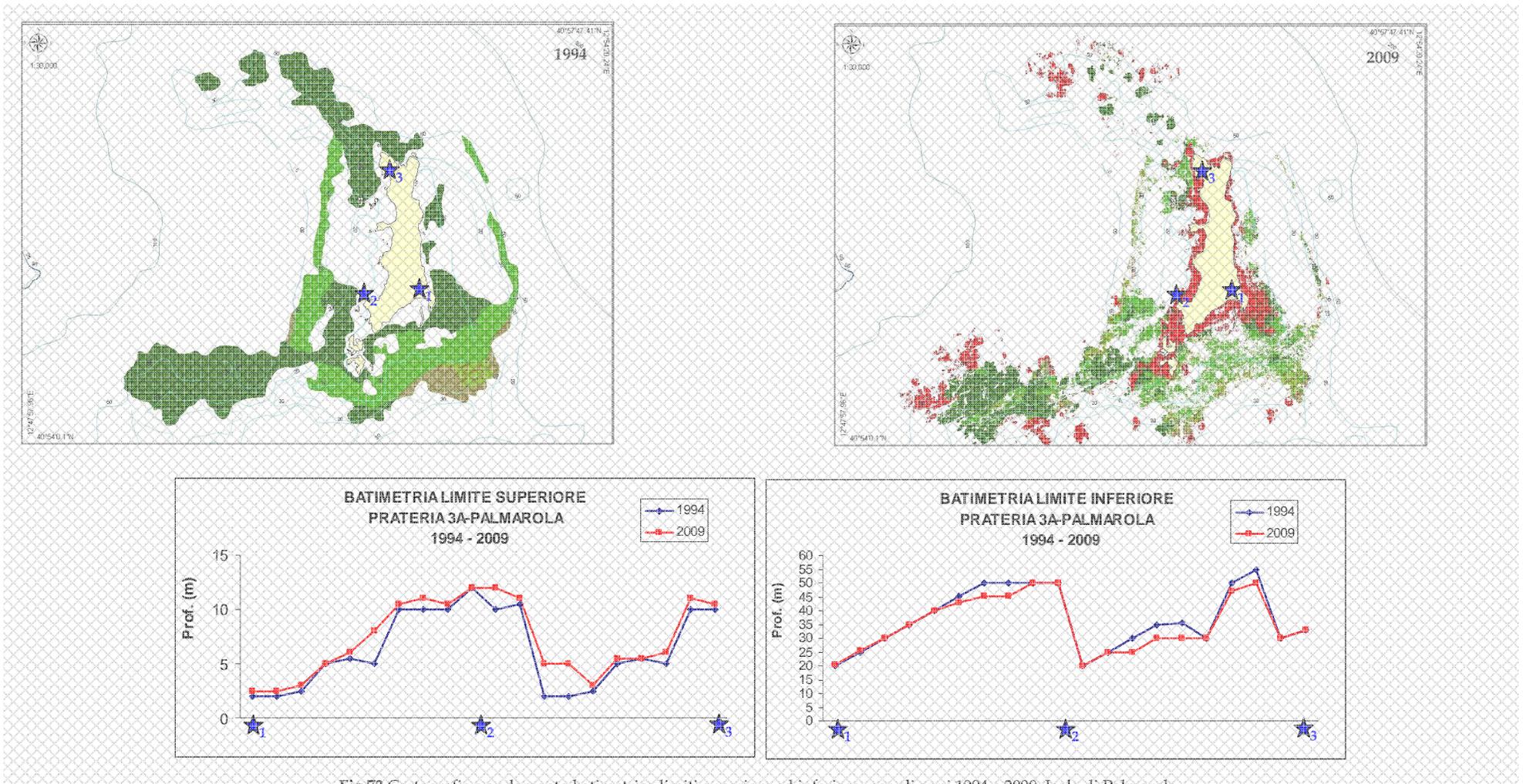


Fig.73 Cartografie e andamento batimetrico limiti superiore ed inferiore per gli anni 1994 e 2009. Isola di Palmarola

VENTOTENE

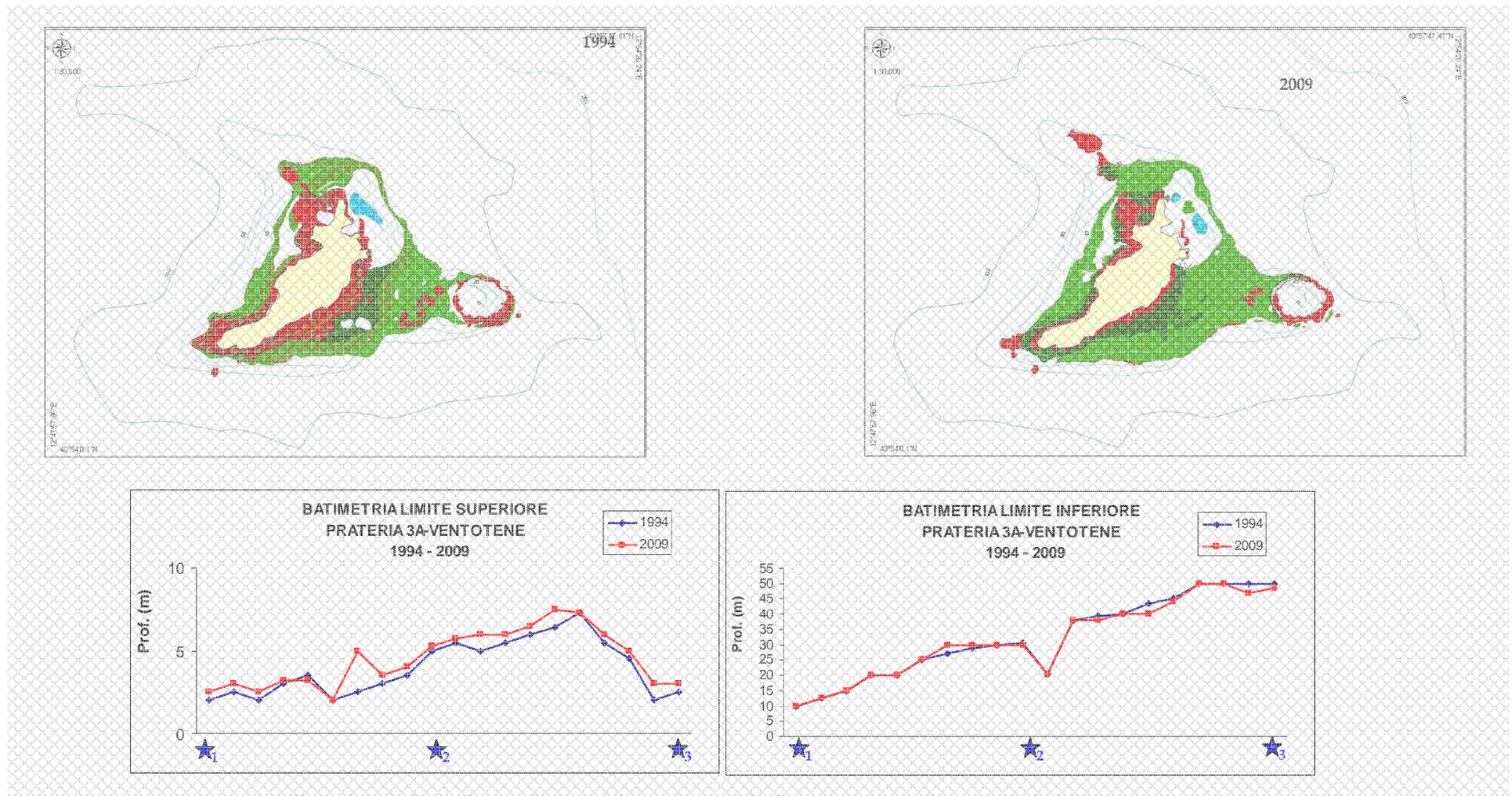


Fig.74 Cartografie e andamento batimetrico limiti superiore ed inferiore per gli anni 1994 e 2009. Isola di Ventotene

Per tutte e 4 le isole dell'arcipelago Pontino, il confronto con la cartografia del 1994 mostra in maniera molto evidente come non si registrino tassi di regressione significativi. Tanto il limite superiore quanto quello inferiore in tutte e tre le zone considerate (Fig.re 72,73,74) non hanno subito nel tempo, variazioni considerevoli. Queste praterie inoltre, non solo si trovano in una condizione di salute ottimale, ma i loro limiti raggiungono le profondità massime registrate nel Lazio (raggiungendo talvolta i -50m), ad indicare un'elevata trasparenza e qualità delle acque.

3.3 OBIETTIVO 3: *L'ecologia del paesaggio come strumento di analisi per le praterie di P.oceanica*

I risultati ottenuti dalle analisi del paesaggio (effettuate tramite il software R), saranno rappresentati con una scheda per ogni singola prateria, con riportati:

- una cartografia rappresentativa dei transetti effettuati ;

- i risultati dei test di ANOVA effettuati per ogni singola metrica, per valutarne il comportamento spaziale (variabilità per transetto), batimetrico (variabilità per profondità) e tipologico (variabilità per classi di copertura);

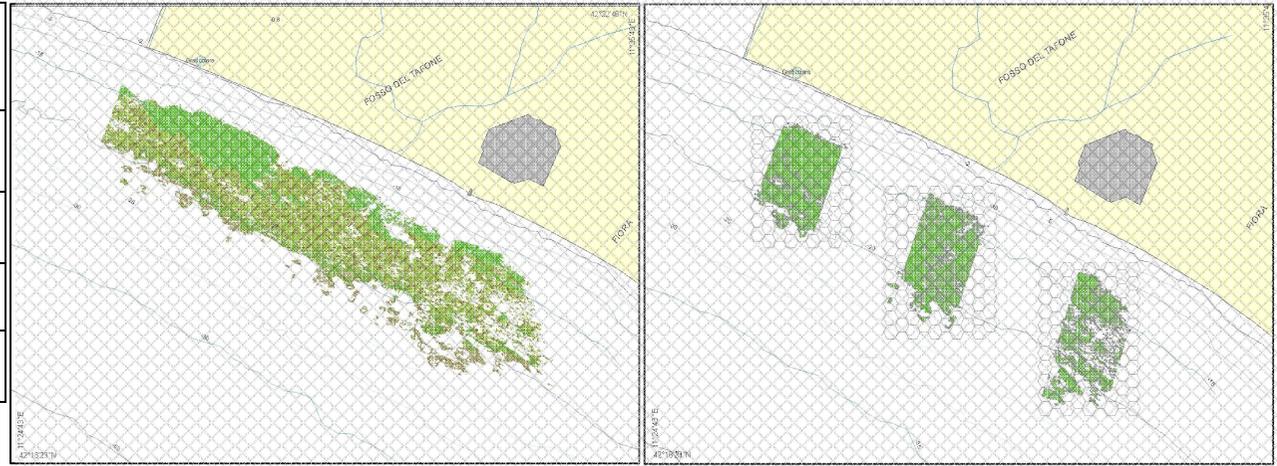
- i grafici delle regressioni lineari effettuate tra le metriche e le variabili indipendenti individuate dalla significatività dei test di ANOVA.

3.3.1 ZONA 1:
DA GRATICCIARA A SANTA SEVERA

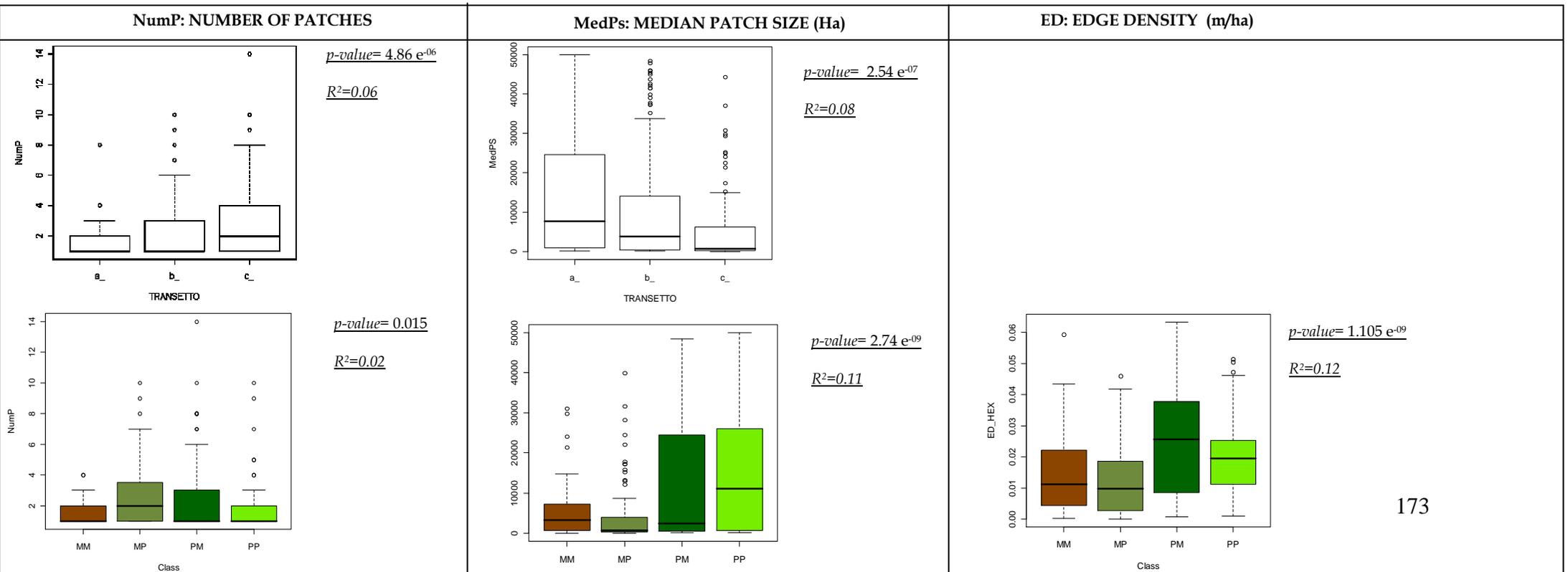
Le praterie che si estendono dal litorale di Graticciara fino a Santa Severa, si sviluppano sia su substrato mobile che su substrato roccioso con un aumento dei fondali duri andando verso Sud. Data la scelta di analizzare il paesaggio solo per le porzioni di prateria sviluppate su substrato mobile, per quest'area sono state prese in esame: la prateria 1E (la quale si estende esclusivamente su fondali di tipo mobile), la prateria 1C e la prateria 1D (che presentano piccole porzioni di prateria su substrato roccioso, ma in percentuale così bassa da poter essere tralasciate senza incidere significativamente sull'analisi del paesaggio).

PRATERIA 1E : "Chiarone - Fiora"

METRICA	<i>Pr>F</i> PER TRANSETTO	<i>Pr>F</i> PER CLASSE	<i>Pr>F</i> PER PROFONDITÀ
NumP	5.14 e-06	0.06	0.02
MedPs	1.08 e-08	2.98 e-08	0.07
ED	0.16	9.04 e-010	0.09
MPAR	0.03	0.09	0.42



0 ≤ Pr < 0.05 Valori significativi
 0.05 ≤ Pr ≤ 1 Valori non significativi



La prateria 1E è la prima prateria partendo da Nord del territorio laziale, ed è l'unica della Zona 1 ad essere interamente sviluppata su substrato mobile. Oltre alla categoria "Prateria di *P.oceanica* matte e/o sabbia" (23.48% della superficie totale) che identifica situazioni con valori di copertura superiori all'80%, sono presenti anche le categorie "Prateria di *P.oceanica* su matte e matte morta" (54.33% della superficie totale) e "Matte morta e *P.oceanica* a fasci isolati" (13.56% della superficie totale) che rappresentano condizioni di copertura sempre più basse.

Queste ultime categorie presentano rispetto alla prateria in buone condizioni, un numero di patch più elevato e la dimensione media delle loro patch è più bassa, soprattutto per "Matte morta e *P.oceanica* a fasci isolati". Questa è sicuramente la categoria più frammentata: i valori di Edge density sono più bassi rispetto alle altre categorie, ad indicare patches che quindi non solo sono piccole, ma sono anche isolate tra loro.

La categoria "Prateria di *P.oceanica* su matte e matte morta" presenta un numero di patch inferiore alla categoria "Matte morta e *P.oceanica* a fasci isolati", ma maggiore rispetto a *P.oceanica* con copertura pari al 100%; è caratterizzata da patches relativamente grandi e ancora vicine tra loro (la densità dei bordi è la più elevata), quindi in generale da un livello di frammentazione intermedio tra le due categorie.

Infine la matte morta presenta un basso numero di patch, dalle dimensioni mediamente piccole ma abbastanza ravvicinate tra loro. Data la peculiarità di questo andamento e la bassa percentuale di presenza della matte morta nella prateria (inferiore al 10%) probabilmente più che un processo di frammentazione, essa ha subito un insabbiamento nel corso del tempo.

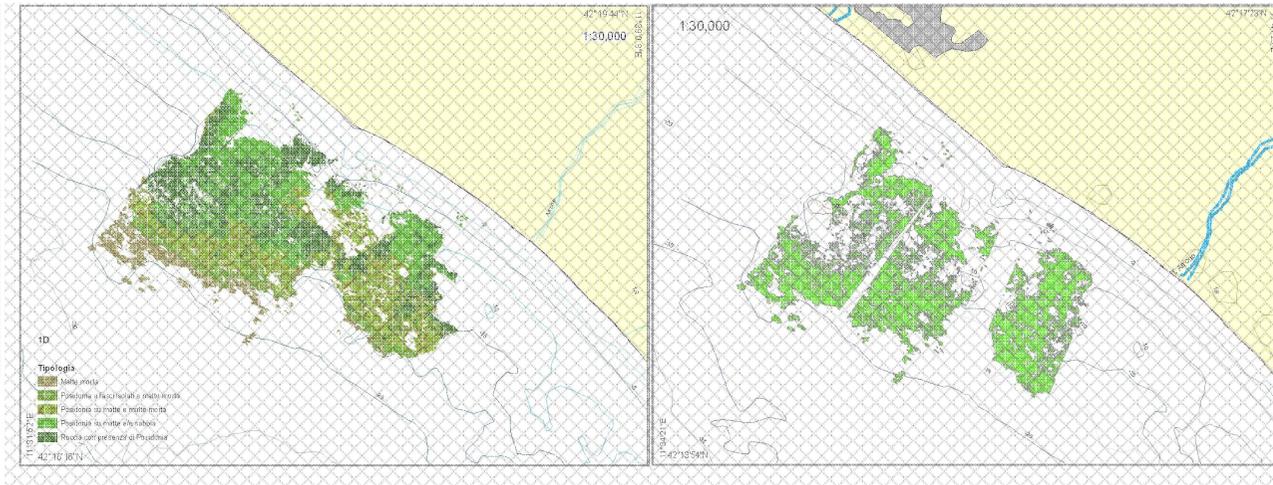
NumP e MedP presentano inoltre un andamento opposto nei tre transetti analizzati. Andando dal transetto 1 al transetto 3 infatti, il numero di patch aumenta, mentre la loro dimensione media diminuisce. Si osserva quindi un aumento della frammentazione che da Nord aumenta verso Sud. Non si registra invece alcuna variabilità significativa per la metrica MPAR (Adjusted R-squared: 0.01595; p-value: 0.02456)

In generale dal transetto 1 al transetto 3 si registra un aumento del numero delle patch e una diminuzione della loro dimensione, in particolare per le categoria più degradate mentre la categoria Posidonia su matte e/o sabbia laddove presente, mostra patch di dimensioni più grandi.

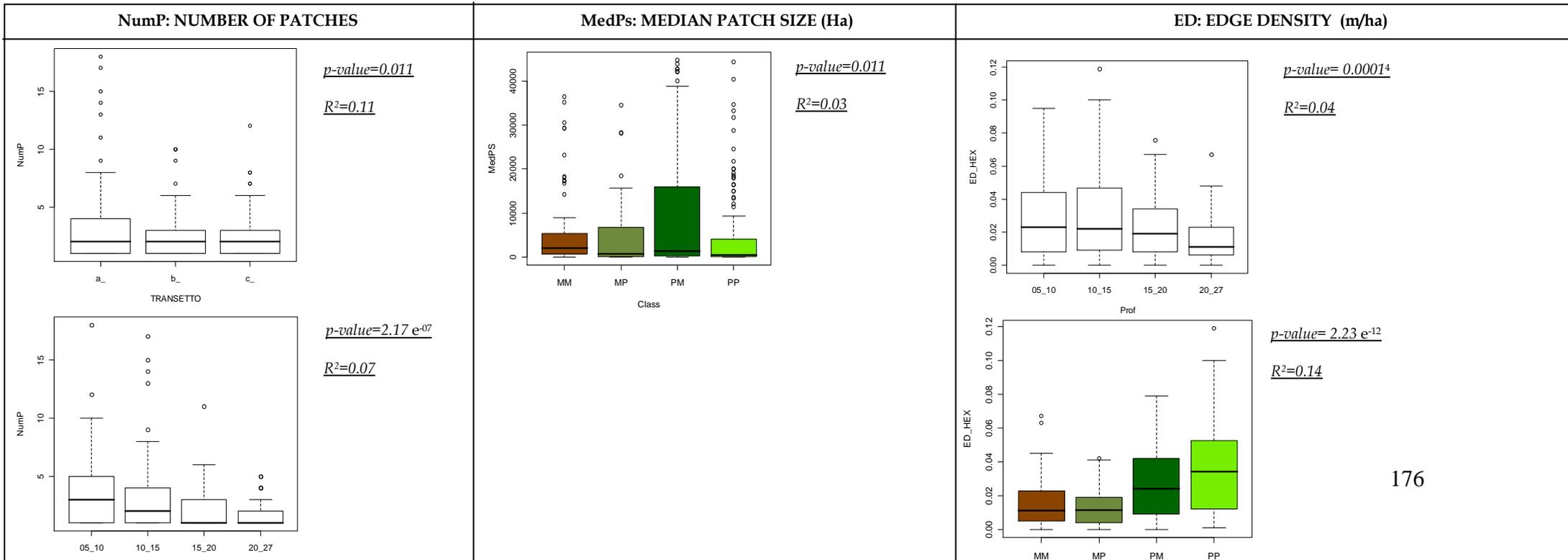
Il trend di frammentazione interessa soprattutto i margini e aumenta nella parte più meridionale della prateria subito dopo lo sbocco della centrale e in prossimità del fiume Fiora.

PRATERIA 1D : "Punta Morelle"

METRICA	<i>Pr>F</i> PER TRANSETTO	<i>Pr>F</i> PER CLASSE	<i>Pr>F</i> PER PROFONDITÀ
NumP	0.00044	0.002	8.451e-08
MedPs	0.087	0.0001	0.01
ED	0.011	3.285e-09	7.27e-05
MPAR	0.30	0.63	0.1105



0 ≤ Pr < 0.05 Valori significativi
 0.05 ≤ Pr ≤ 1 Valori non significativi



La prateria 1D si trova immediatamente a Sud della foce del Fiume Fiora. Si estende per la maggior parte su substrati mobili e meno del 15% della superficie colonizza fondali rocciosi. Il resto della prateria presenta per il 36% condizioni di copertura intermedie ("Prateria di *P.oceanica* su matte e matte morta"), per il 30% condizioni ottimali e meno del 10% della superficie è occupato da Matte morta e fasci isolati di Posidonia.

La prateria presenta una vasta area centrale interrotta da un blocco di roccia centrale che interrompe il paesaggio e ne condiziona la morfologia.

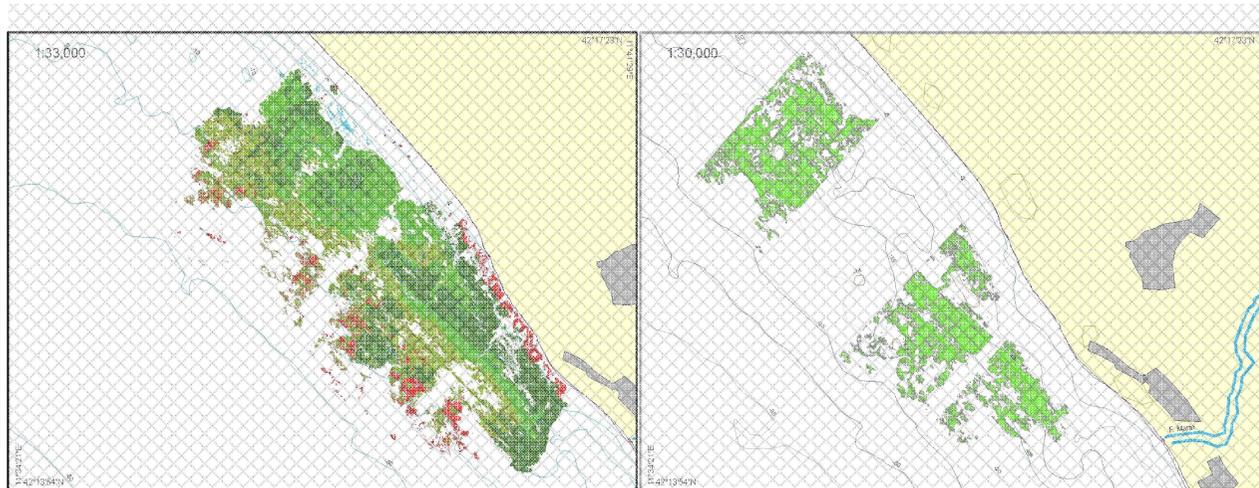
Si osserva infatti un aumento del numero delle patch all'aumentare della profondità, in particolare oltre i 15m, quando la roccia lascia nuovamente posto alla prateria. Le patches però presentano tutte un'elevato grado di connessione, all'aumentare la profondità aumenta infatti la densità dei bordi delle patches (mano a mano che aumenta la frammentazione le patches diventano irregolari e il loro perimetro aumenta) ma non diminuiscono le loro dimensioni.

Per quanto riguarda le classi di copertura, non si osserva una variabilità significativa né nel numero di patch né nelle loro dimensioni medie tranne che per la categoria "Prateria di *P.oceanica* su matte e/o sabbia "che presenta patches di dimensioni mediamente maggiori e dalle forme più complesse rispetto alle altre categorie. Questa peculiarità è sicuramente dovuta a due motivi: *in primis* la categoria è la più estesa nella prateria, e in secondo luogo essa è quella che si trova al confine con la zona rocciosa, pertanto la forma e l'andamento delle sue patches potrebbero essere influenzate da questa condizione.

Infine si evidenzia un trend spaziale con un numero di patches maggiore nel transetto più a nord, rispetto ai transetti 2 e 3. Ancora una volta questo transetto è quello che presenta l'interruzione della roccia a dimostrare che anche quando poco presente, il substrato roccioso condiziona la forma del paesaggio.

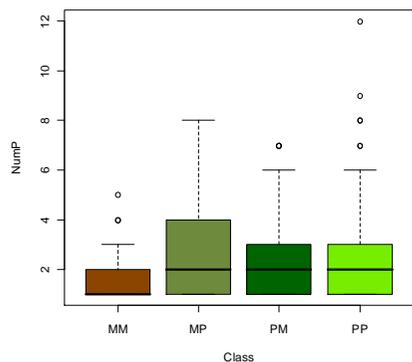
PRATERIA 1C : "Arrone - Marta"

METRICA	<i>Pr>F</i> PER TRANSETTO	<i>Pr>F</i> PER CLASSE	<i>Pr>F</i> PER PROFONDITÀ
NumP	0.09	0.001	0.23
MedPs	1.495e-07	0.05	0.07
ED	1.14e-07	2.82e-05	1.07e-06
MPAR	0.49	0.28	0.23



0 ≤ Pr < 0.05 Valori significativi
 0.05 ≤ Pr ≤ 1 Valori non significativi

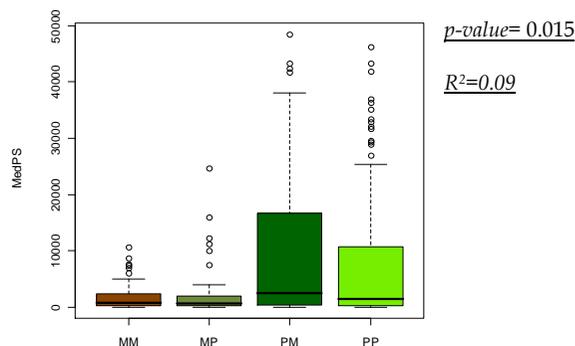
NumP: NUMBER OF PATCHES



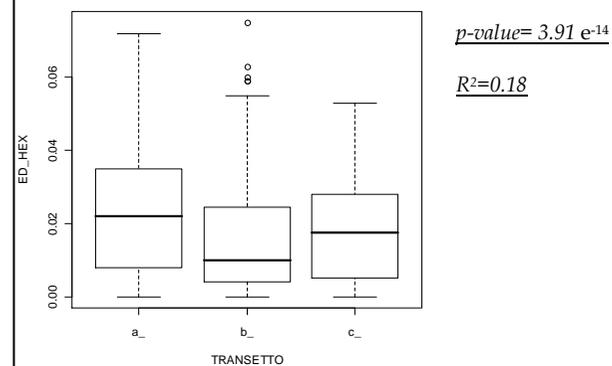
Null deviance 376.34 on 353 degrees of freedom.

Il modello spiega meno dell'8% della variabilità

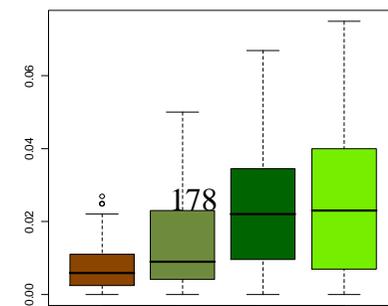
MedPs: MEDIAN PATCH SIZE (Ha)



ED: EDGE DENSITY (m/ha)



p-value = 3.91 e-14
R² = 0.19



Circa il 30% della prateria 1C si estende su substrato roccioso e la restante porzione di territorio è occupata per il 27% da “Prateria di *P.oceanica* su matte e/o sabbia”, il 21% da “Posidonia su matte e matte morta” e per meno del 10% da “Matte morta e Posidonia a fasci isolati”.

Data l’elevata presenza di roccia nella parte centrale della prateria, i tre transetti non sono ugualmente equidistanti tra loro e il transetto 2 e il transetto 3 risultano più ravvicinati. Ciò consente di ridurre al minimo l’influenza della roccia nei calcoli e di individuare, anche se con meno chiarezza rispetto alle due praterie precedenti, un trend spaziale di frammentazione in direzione NW-SE (all’avvicinarsi la foce del Fiume Marta).

Si osserva infatti una diminuzione del numero di bordi andando dal transetto 1 al transetto 3.

Il transetto 1 è caratterizzato dalla presenza di Posidonia su matte e/o sabbia e Posidonia su matte e matte morta, il cui numero di patches è abbastanza basso e la densità dei bordi è elevata (le patches sono ravvicinate tra loro, la frammentazione è in un primo stadio di suddivisione). Nel transetto centrale aumenta la presenza di “Matte morta e *P.oceanica* a fasci isolati (la categoria con maggior numero di patches), così come per il terzo transetto, il quale però presenta una percentuale di Posidonia su matte e/o sabbia più elevata ed è leggermente più compatto.

Anche nel caso della prateria 1C quindi, in prossimità della foce di un fiume (in questo caso il fiume Marta) si osserva un maggior degrado del paesaggio a Posidonia.

3.3.2 ZONA 3: **DA TORRE ASTURA A SPERLONGA**

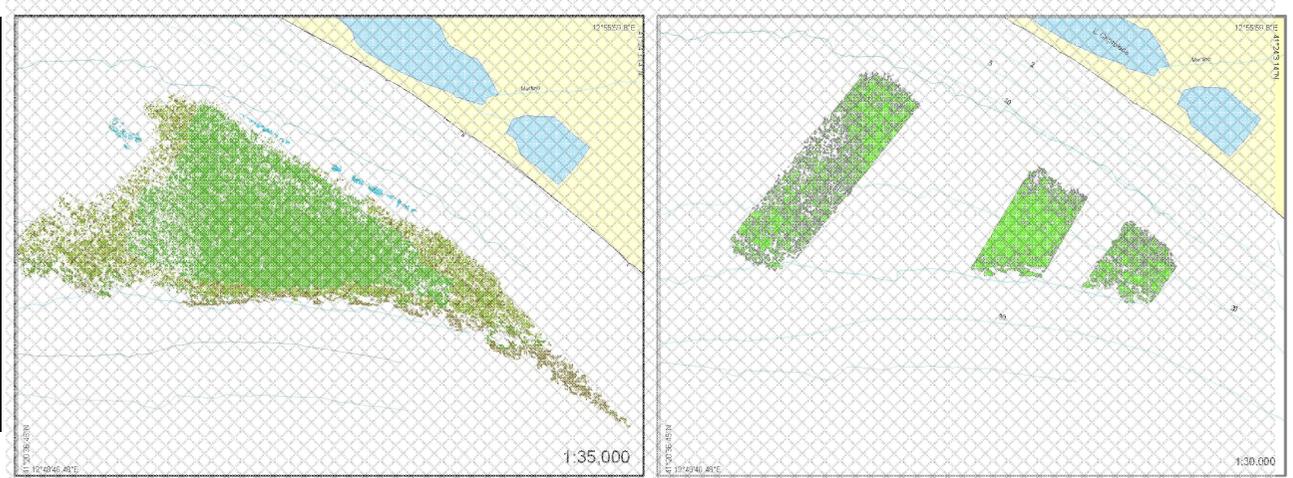
Tutte le praterie di questa zona si estendono principalmente su substrati mobili ad eccezione della prateria 3A antistante Torre Astura, la cui superficie è occupata per circa il 37% da substrato roccioso e che pertanto non verrà presa in considerazione nell'analisi del paesaggio.

Il resto delle praterie del Lazio meridionale, come precedentemente illustrato dalle cartografie tipologiche, si presenta con estensioni e morfologie differenti a seconda dell'ubicazione e in condizioni di salute molto eterogenee.

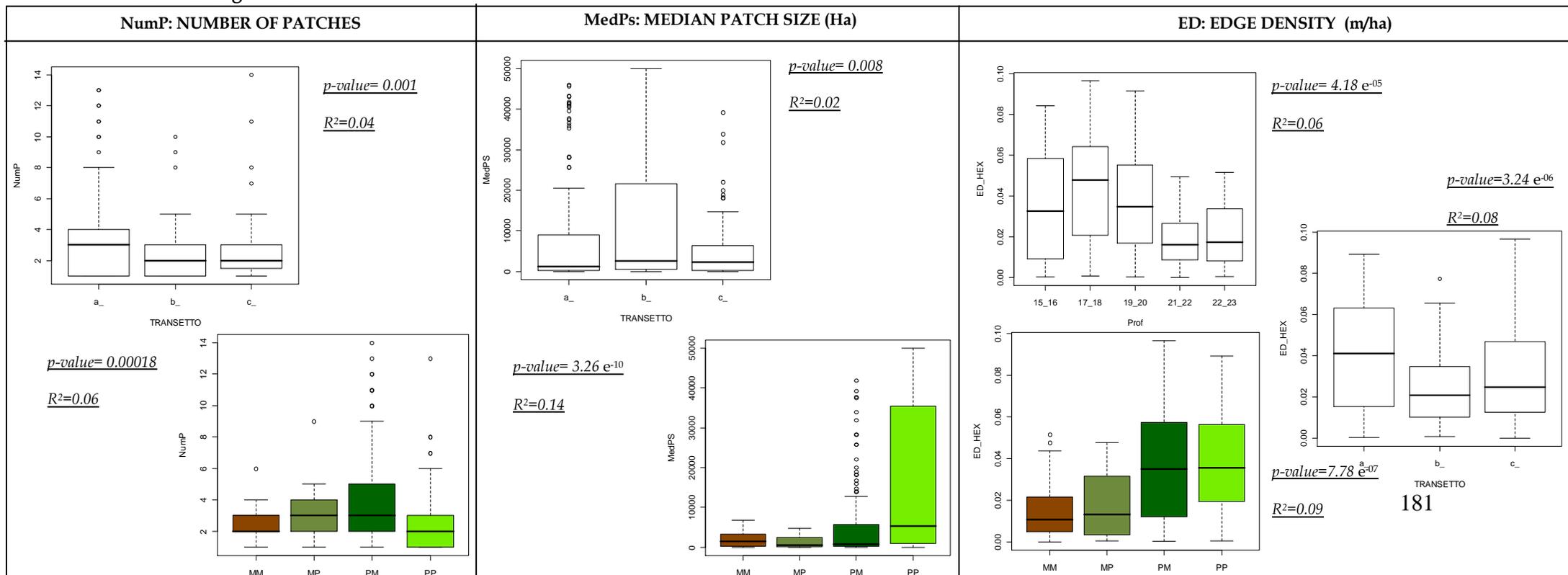
In generale si registra comunque una tendenza regressiva, più o meno accentuata, con modalità differenti a seconda della prateria in esame. L'analisi del paesaggio aiuterà a descrivere tali condizioni.

PRATERIA 3B : "Caprolace"

METRICA	$Pr>F$ PER TRANSETTO	$Pr>F$ PER CLASSE	$Pr>F$ PER PROFONDITÀ
NumP	0.002	0.0004	0.05
MedPs	0.002	2.551×10^{-8}	0.05
ED	1.734×10^{-5}	0.0002	1.245×10^{-5}
MPAR	0.069	0.16	0.24



$0 \leq Pr < 0.05$ Valori significativi
 $0.05 \leq Pr \leq 1$ Valori non significativi



La prateria antistante il lago di Caprolace si estende interamente su substrati mobili, presenta una conformazione triangolare, restringendosi in direzione Sud-Est. La categoria predominante è “Prateria di *P.ocenica* su matte e/o sabbia” (62% della sup totale) caratterizzata da valori di copertura molto elevati, tuttavia la prateria è altamente frammentata. Tutte e tre le metriche evidenziano una maggiore frammentazione per i due transetti laterali, rispetto al transetto centrale. Questo presenta valori, tanto per il numero di patch e che per l'*edge density* più bassi rispetto agli altri due, ma la dimensione media delle sue patches è molto più grande. In particolare il transetto 1 (quello più a Nord), è caratterizzato da patches molto piccole e numerose e i valori di *Edge density* sono molto elevati, pertanto le patches sono anche più distanziate tra loro rispetto a quelle degli altri transetti.

Per la metrica *edge density* si registra inoltre una variabilità significativa anche a livello batimetrico: all'aumentare la profondità aumenta positivamente anche il numero di bordi per superficie di ogni singolo esagono.

A livello di classe si evidenzia un trend di frammentazione che aumenta al diminuire la copertura di *Posidonia*. In particolare “Matte morta con *P.ocenica* a fasci isoalti” presenta numero di patch e densità dei bordi elevati e dimensioni medie delle patches molto piccole. Tale andamento, seppure la dimensione delle patches sia maggiore, si registra anche per la categoria “*P.oceanica* su matte e matte morta”. Infine “*P.ocenica* su matte e/o sabbia” presenta un andamento opposto: poche patches e di grandi dimensioni.

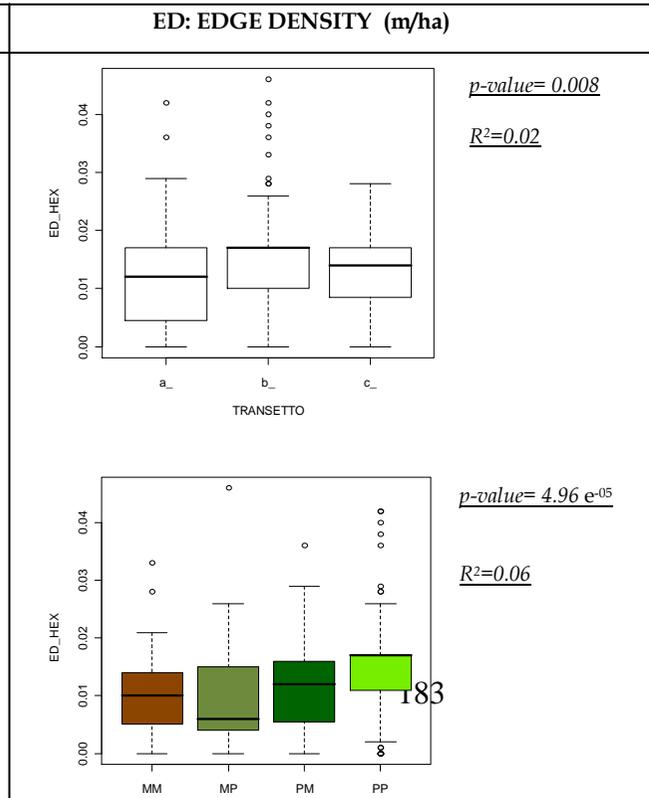
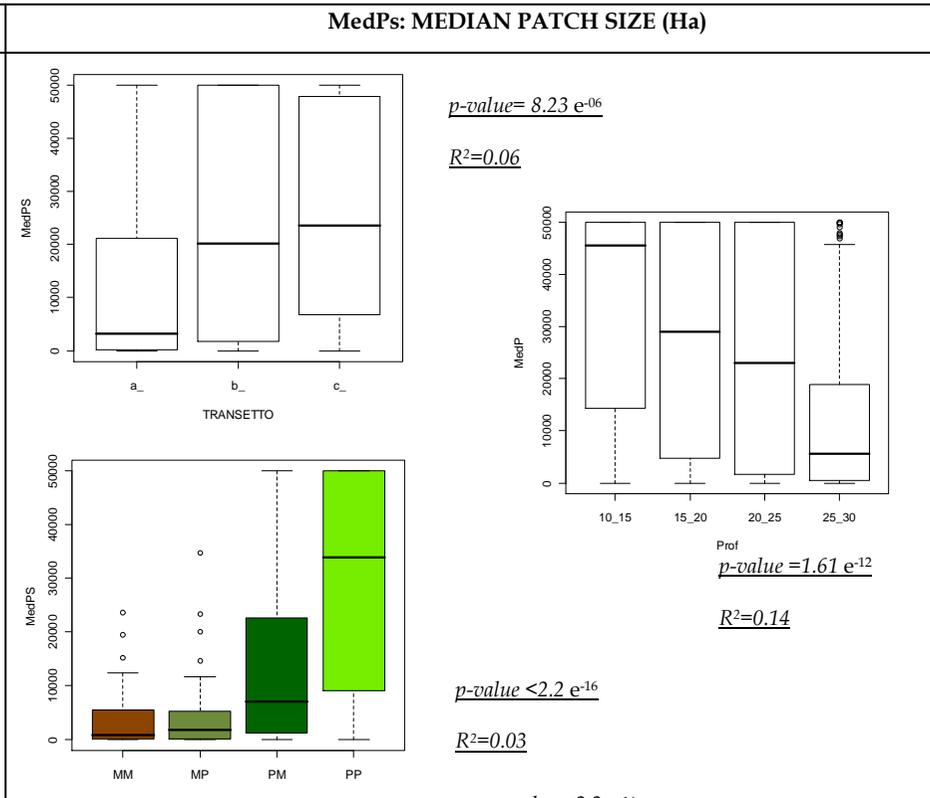
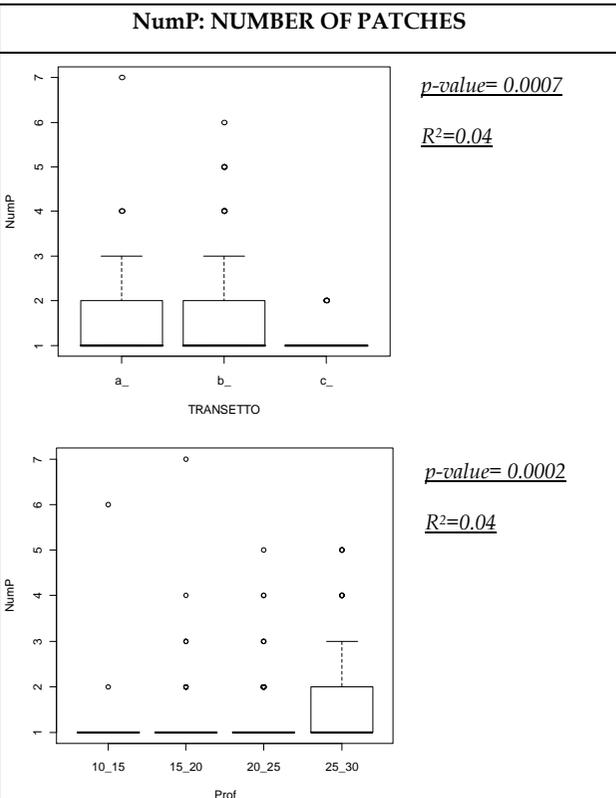
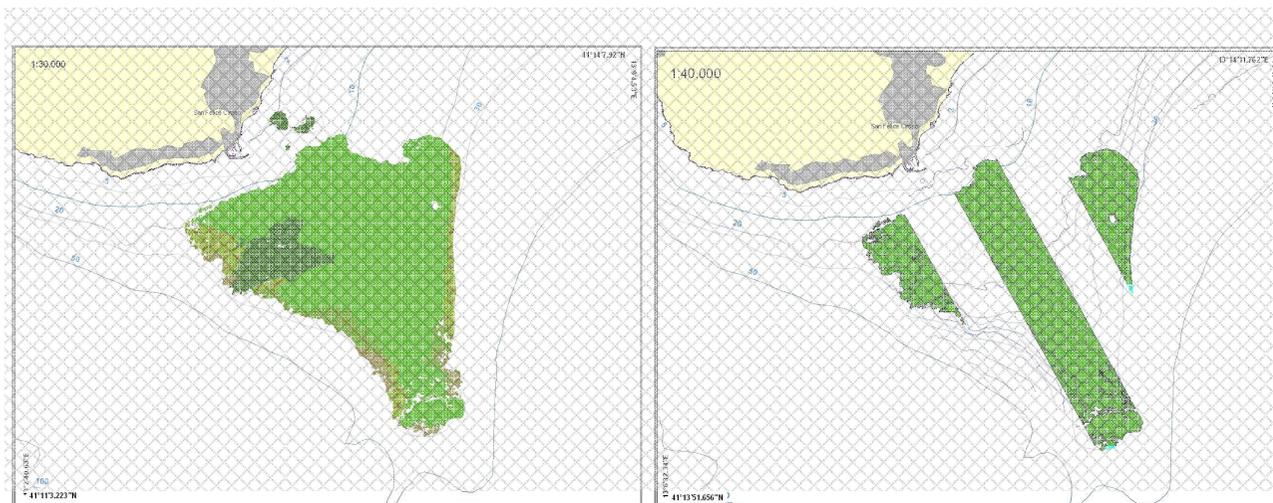
Deve essere evidenziato come le tipologie “*P.oceanica* su matte e matte morta” e “Matte morta con *P.ocenica* a fasci isoalti” si concentrino sui margini laterali della prateria e in parte anche in corrispondenza del limite superiore (in maniera continua ma meno cospicua anche su quello inferiore), “circondando” il centro della prateria con “*P.ocenica* su matte e/o sabbia”.

Si deduce pertanto in maniera molto chiara il trend spaziale della frammentazione che caratterizza questa prateria: dai margini (superiore ed inferiore, ma anche laterali -in particolar modo sul lato NW-) verso il centro.

PRATERIA 3C-CIR : "Circeo"

METRICA	<i>Pr>F</i> PER TRANSETTO	<i>Pr>F</i> PER CLASSE	<i>Pr>F</i> PER PROFONDITÀ
NumP	6.71 e-08	0.3	9.26 e-07
MedPs	3.054e-10	1.415 e-08	4.792 e-15
ED	0.0080	0.00028	0.19
MPAR	0.077	0.37	0.85

0 ≤ Pr < 0.05 Valori significativi
 0.05 ≤ Pr ≤ 1 Valori non significativi



La prateria antistante il promontorio del Circeo si estende principalmente su substrato mobile e solo una piccola porzione centrale (corrispondente al 9% della superficie totale) ricopre un substrato di tipo roccioso. Si estende fino a circa 30 m di profondità e presenta un restringimento dei margini laterali all'aumentare della profondità.

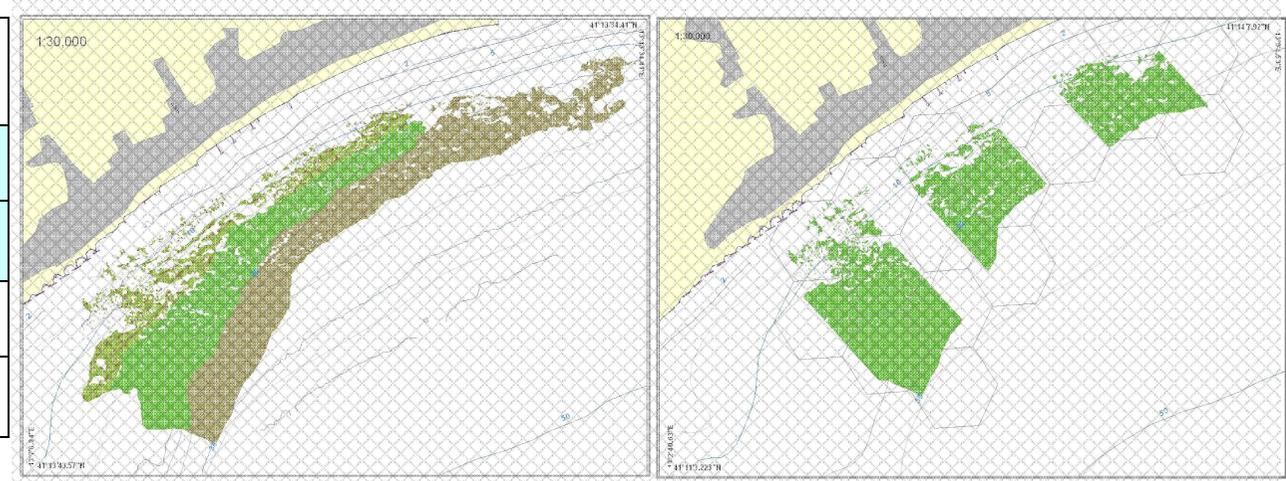
All'aumentare della batimtria si registra un aumento del numero delle patch ed una diminuzione delle loro dimensioni in particolare per la categoria "Matte morta con Posidonia a fasci isolati" e per la Matte morta, mentre le altre due categorie presentano una frammentazione molto minore.

A livello spaziale, i valori delle metriche nei tre transetti mostrano come la frammentazione riguardi soprattutto il lato Nord-Ovest della prateria (le patches hanno dimensioni medie minori rispetto agli altri due), mentre la parte centrale e il transetto più a Sud sono più compatti. In particolare i valori di *edge density* mostrano una chiara differenza tra il transetto centrale (molto più compatto) e i due laterali, dove si concentrano le classi "Matte morta con Posidonia a fasci isolati" e "Matte morta".

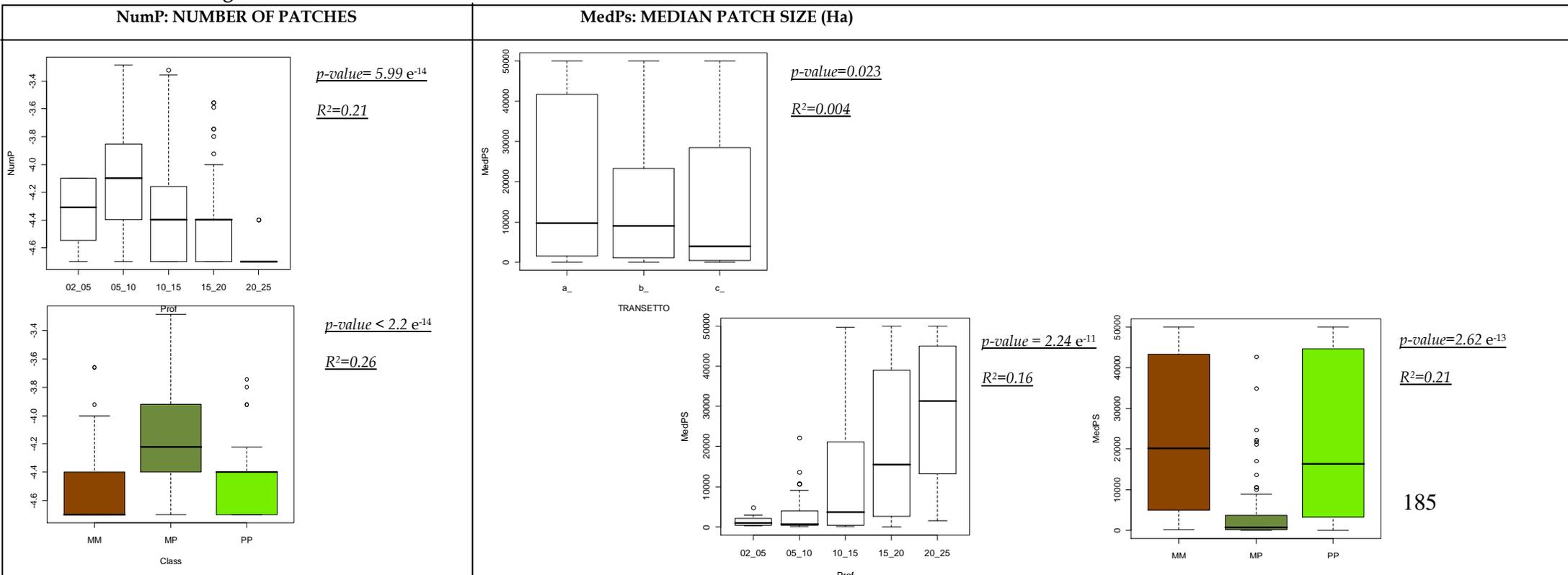
In generale quindi la prateria di Capo Circeo si trova in una buona condizione di salute, il processo di frammentazione interessa solo in parte la prateria e solo le categorie con minore copertura che si concentrano ai margini della stessa.

PRATERIA 3C-TERR : "Terracina"

METRICA	$Pr>F$ PER TRANSETTO	$Pr>F$ PER CLASSE	$Pr>F$ PER PROFONDITÀ
NumP	0.058	2.21e-06	2.89e-15
MedPs	0.002	3.21e-05	1.66e-12
ED	0.72	0.04	0.04
MPAR	0.3	0.03	0.05



0 ≤ Pr < 0.05 Valori significativi
 0.05 ≤ Pr ≤ 1 Valori non significativi



La prateria che da Capo Circeo si estende lungo il litorale di Terracina presenta solo tre classi di copertura: Posidonia su matte /o sabbia, Matte morta con *P.oceanica* a fasci isolati e matte morta. Presenta cioè o condizioni di copertura ottimali (tra l'80 e il 100%) oppure molto basse e in particolare la presenza di matte morta è molto cospicua, soprattutto in corrispondenza del limite inferiore. Ha una forma che si restringe in direzione di Sperlonga e sebbene si individui un trend spaziale nella dimensione media delle *patches* (che diminuisce in direzione Sud-Est), in realtà la frammentazione ha un trend soprattutto batimetrico. Si registra infatti la presenza di *patches* più piccole e numerose in corrispondenza del limite superiore, caratterizzato in molti tratti dalla presenza di "Matte morta con *P. oceanica* a fasci isolati".

La prateria di Terracina è pertanto caratterizzata da una parte centrale (tra i 15 e i 20m di profondità) dove la categoria predominante "Prateria di *P.oceanica* su matte e/o sabbia" è ancora continua, un limite superiore molto frammentato (soprattutto nella porzione Nord-ovest della prateria) e caratterizzato dalla presenza di "Matte morta con Posidonia a fasci isolati", e un limite inferiore caratterizzato dalla presenza di sola matte morta, anch'essa poco frammentata.

3.3.3 ZONA 4: **ISOLE PONTINE**

Le isole pontine come descritto nei capitoli precedenti, sono caratterizzate dalla presenza di praterie in ottime condizioni di salute, il cui stato di conservazione nel corso degli anni è rimasto praticamente invariato. Presentano tutte una cospicua porzione di prateria sviluppata su substrato roccioso, tuttavia sono molto estese anche le parti su substrato mobile, utili all'analisi del paesaggio. In questo contesto si vuole analizzare la struttura del paesaggio per studiare la conformazione di una prateria in una situazione ottimale, senza quindi l'influenza della regressione a modificarne l'aspetto.

Per questo motivo si è deciso di prendere una prateria campione tra quelle delle Isole Pontine, in particolare è stata studiata la prateria che si estende tra l'isola di Ponza e l'isola di Zannone.

È la più grande dell'arcipelago e sono state scelte tre porzioni di prateria (una sul versante orientale, una sul versante occidentale, ed una sul versante Nord di Zannone) per effettuare l'analisi del paesaggio (Fig.3).

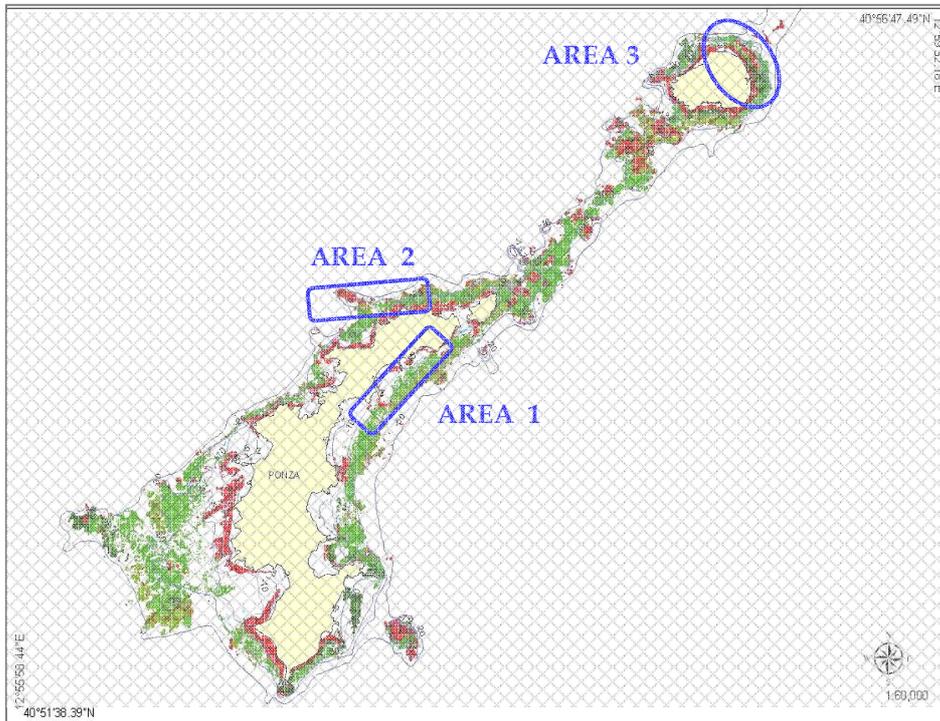
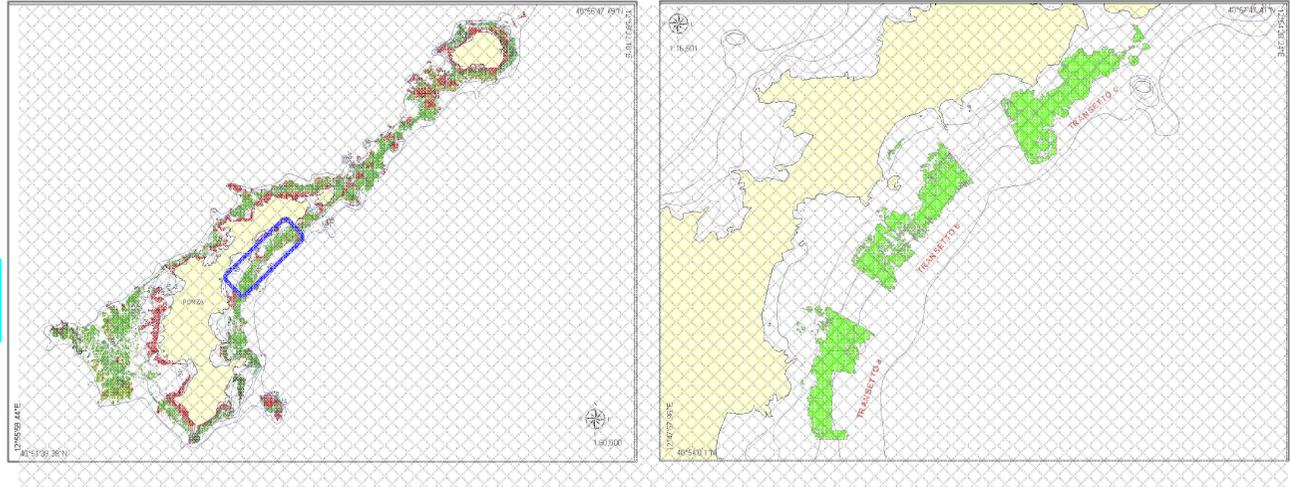


Fig 3. Isole di Ponza e Zannone. Zone studiate per l'analisi del paesaggio

Ognuna delle tre porzioni è stata studiata come nei precedenti casi, suddividendo l'area in tre transetti delle medesime dimensioni ed equamente distanziati. Verranno pertanto riportate tre schede riassuntive per questa prateria.

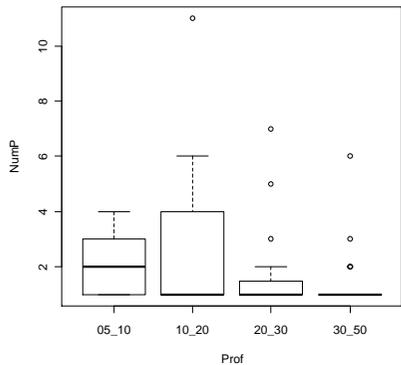
PONTINE: AREA 1

METRICA	<i>Pr>F</i> PER TRANSETTO	<i>Pr>F</i> PER CLASSE	<i>Pr>F</i> PER PROFONDITÀ
NumP	0.28	0.72	0.04
MedPs	0.15	0.20	0.89
ED	0.23	0.39	0.12
MPAR	0.13	0.40	0.71



0 ≤ Pr < 0.05 Valori significativi
 0.05 ≤ Pr ≤ 1 Valori non significativi

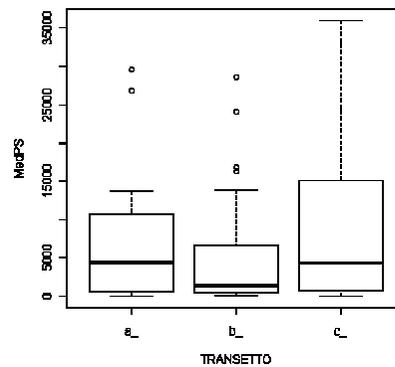
NumP: NUMBER OF PATCHES



p-value = 0.03

*R*² = 0.04

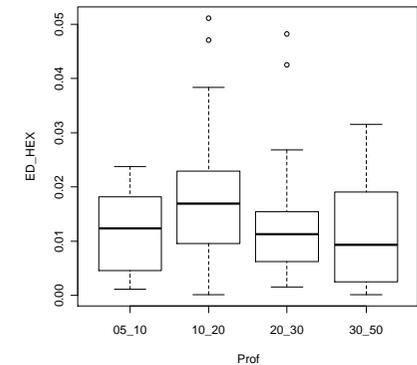
MedPs: MEDIAN PATCH SIZE (Ha)



p-value = 0.16

*R*² = 0.02

ED: EDGE DENSITY (m/ha)

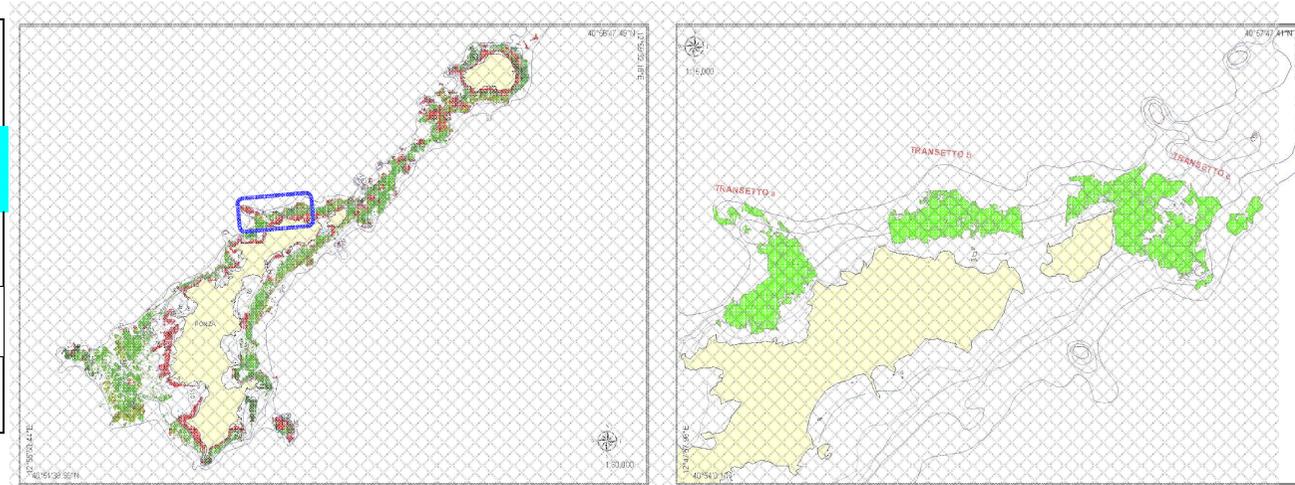


p-value = 0.1

*R*² = 0.02

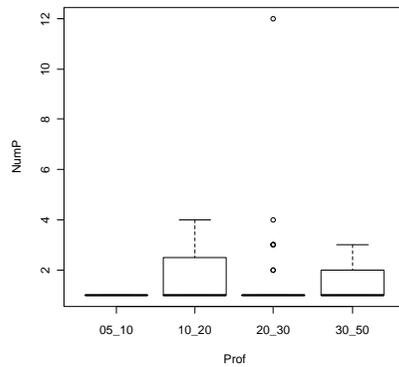
PONTINE: AREA 2

METRICA	<i>Pr>F</i> PER TRANSETTO	<i>Pr>F</i> PER CLASSE	<i>Pr>F</i> PER PROFONDITÀ
NumP	0.7	0.27	0.20
edPs	0.95	0.008	0.73
ED	0.98	0.13	0.12
MPAR	0.21	0.77	0.18



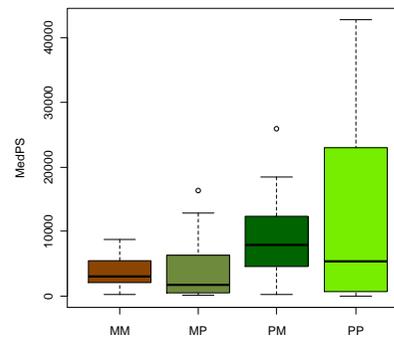
0 ≤ Pr < 0.05 Valori significativi
 0.05 ≤ Pr ≤ 1 Valori non significativi

NumP: NUMBER OF PATCHES



p-value = 0.20
*R*² = 0.01

MedPs: MEDIAN PATCH SIZE (Ha)



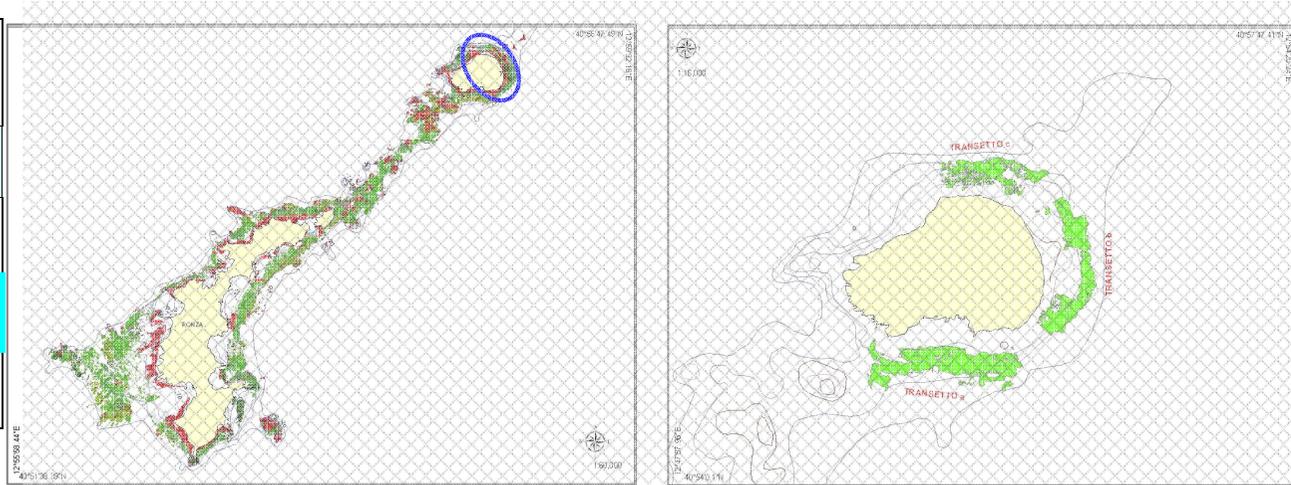
p-value = 0.012
*R*² = 0.09

ED: EDGE DENSITY (m/ha)

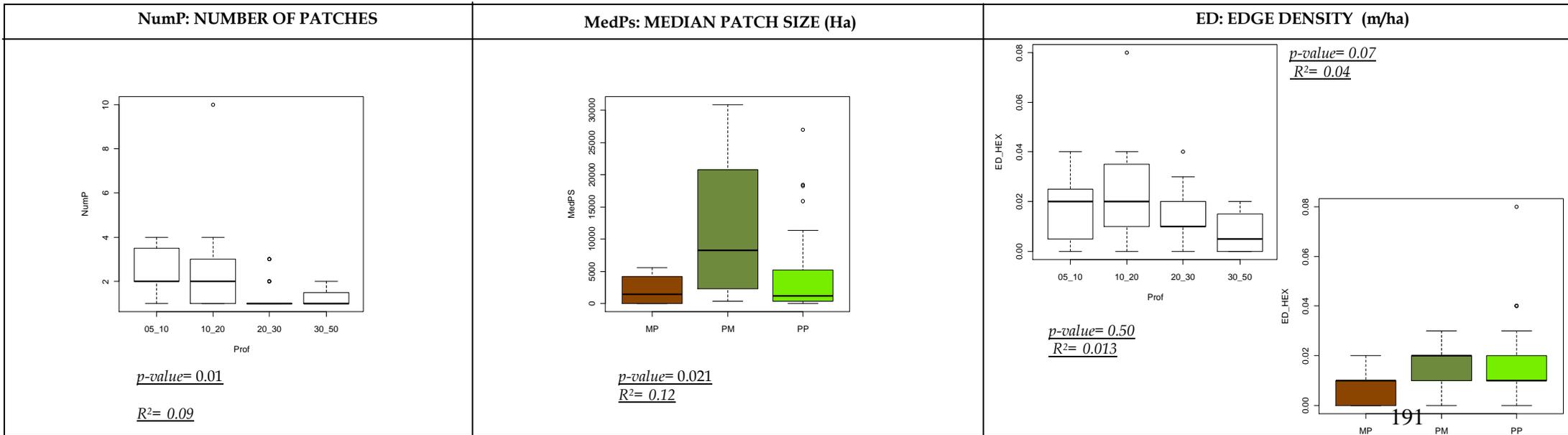
**NESSUN TREND SIGNIFICATIVO
 PER LA VARIABILE**

PONTINE: AREA 3

METRICA	$Pr > F$ PER TRANSETTO	$Pr > F$ PER CLASSE	$Pr > F$ PER PROFONDITÀ
NumP	0.02	0.63	0.01
MedPs	0.80	0.009	0.32
ED	0.01	0.34	0.05
MPAR	0.04	0.91	0.85



$0 \leq Pr < 0.05$ Valori significativi
 $0.05 \leq Pr \leq 1$ Valori non significativi



Dall'analisi delle tre aree, risulta evidente come il livello di frammentazione di questa prateria sia molto basso. Spesso non si registra per nessuna delle metriche in esame un evidente trend spaziale e/o batimetrico e i loro valori rimangono pressoché simili in tutta l'area in esame.

Nella Area 1 il numero di patches è molto basso e diminuisce all'aumentare della profondità. Non si nota una variabilità significativa nella dimensione delle patches, e se ne registra solo un lieve aumento nel transetto Nord caratterizzato dalla presenza di Posidonia su matte e matte morta, a circa 20 m di Profondità. All'aumentare della batimetrica si registra anche un lieve aumento della densità dei bordi, sebbene presenti una variabilità abbastanza bassa.

Nella Area 2 la prateria è ancora meno frammentata rispetto all' Area1, il numero di patches è molto basso a tutte le profondità e si denota solo una certa variabilità nella dimensione media delle patches al variare le classi (le tipologie "Matte morta" e "*P.oceanica* a fasci isolati e matte morta", presentano patches più piccole).

Infine nella porzione di prateria che circonda Zannone (Area 3) si nota ancora una volta una diminuzione del numero di patches nonché del numero di bordi all'aumentare della profondità, ad indicare una configurazione del paesaggio leggermente più articolata sotto costa, condizione probabilmente legata alla morfologia del fondale a tali batimetriche.

La prateria che circonda le isole di Ponza e Zannone, è pertanto caratterizzata in generale da un esiguo numero di patches che diminuisce all'aumentare della profondità. Data infatti la conformazione geologica delle isole Pontine (di origine vulcanica), alle profondità minori la presenza di substrato roccioso interrompe e rende più articolato il paesaggio.

Per questo a tali batimetrie talvolta è possibile riscontrare una variabilità maggiore nei valori dell' *edge density*, che sono più elevati per le categorie "*P.oceanica* su matte e matte morta" e "*P.oceanica* su matte e/o sabbia".

Condizioni ambientali favorevoli e un fondale di tipo prevalentemente sabbioso, consentano però alla prateria di questa zona di svilupparsi in maniera più continua e con valori di copertura sempre molto elevati, anche alle profondità più elevate.

DISCUSSIONI

Nel presente progetto di ricerca sono state studiate le praterie di *Posidonia oceanica* del Lazio analizzandone lo stato di salute attuale, la conformazione attraverso l'analisi del paesaggio e l'evoluzione spazio-temporale dal 1959 al 2009.

Posidonia oceanica è da tempo utilizzata come bioindicatore primario nei monitoraggi delle acque costiere (Brix et al., 1983; Augier, 1985; Ward, 1987; Maserti et al., 1988; Pergent, 1991; Abal e Dennison, 1996; Fourqurean et al., 2003) ma nonostante le normative vigenti riguardo la sua tutela, da oltre 50 anni numerosi studi descrivono una condizione di regressione per molte praterie del Mediterraneo (Gacia e Duarte, 2001), tra cui le praterie del Lazio (Ardizzone et al., 2006). Sebbene infatti la distribuzione storica nota delle praterie per l'intero bacino Mediterraneo ammonti solo a circa il 14% della costa (6.440 Km), recenti lavori (Progetto MEDISEH, 2012) stimano una regressione pari al 13% della copertura attuale (173.603 ha in regressione su 666.672 ha totali).

La scomparsa di una prateria può avvenire con modalità e tempistiche diverse, secondo l'influenza di molteplici fattori quali le caratteristiche ambientali, la tipologia del substrato, la natura e l'intensità di possibili disturbi o lo stato di conservazione iniziale della prateria stessa. La tendenza alla regressione delle praterie era già stata segnalata a partire dal 1952 da Moliner & Picard, ed era stato ipotizzato che fosse avvenuta in seguito a un disadattamento della pianta alle condizioni idrologiche e climatiche del Mediterraneo in quel periodo, in particolare lungo le coste nord-occidentali. In seguito venne evidenziato che la scarsa variabilità genetica rappresenta il vero fattore di fragilità delle praterie (Capimont et al. 1996; Raniello & Procaccini 2002). Uno studio condotto su 33 praterie da Procacci & Piazzini (2001) ha infatti dimostrato che, sebbene siano state osservate piccole differenze tra i vari bacini del Mediterraneo, complessivamente la variabilità genetica di *P. oceanica* è alquanto bassa. Le popolazioni che si sono rilevate maggiormente polimorfiche sono quelle occidentali e benché le praterie nord-adriatiche siano costituite da un singolo clone (Ruggiero et al.

2002-), all'interno del bacino è definita una chiara suddivisione genetica, la cui esistenza può essere spiegata dagli attuali pattern di circolazione delle correnti superficiali che influenzano la colonizzazione delle differenti aree.

Le praterie costituiscono pertanto degli ecosistemi vulnerabili e possono facilmente scomparire lungo le aree costiere (Hemminga & Duarte, 2000). Le principali cause sono da attribuire non a singoli fattori, ma ad una combinazione di impatti sia naturali che antropici (Green & Short 2003).

L'uso congiunto dell'analisi diacronica delle cartografie e lo studio del paesaggio marino attraverso i principi della *landscape ecology*, rappresenta un valido strumento per comprendere il ruolo dei diversi fattori nei meccanismi di regressione e frammentazione delle praterie. Come conseguenza di un deterioramento ambientale, la frammentazione di una prateria ha effetti diretti su tutti i livelli dell'ecosistema apportando congiuntamente una diminuzione della copertura e della densità della pianta e un'alterazione nella composizione delle comunità bentoniche (Turner, 1999), epifitiche (Hovel, 2004) e ittiche (Vega Fernandez, 2005) che vi abitano. Pertanto, descrivere il grado di frammentazione e dedurre il livello di suscettibilità o di persistenza al disturbo, può permettere di individuarne la dimensione critica in termini di scala di conservazione della biodiversità e può essere integrata come tecnica utile per la gestione e la salvaguardia di tale habitat. Tali analisi non sarebbero possibili se non fossero basate su una approfondita conoscenza dell'area in esame e delle principali attività antropiche presenti.

Il presente progetto di ricerca ha come obiettivo lo studio dell'evoluzione temporale e dei meccanismi di regressione e di frammentazione, degli habitat a *Posidonia* presenti lungo le coste Laziali. Fine ultimo del progetto è quello di applicare alcune tecniche di analisi della *landscape ecology* comunemente utilizzati nello studio degli ambienti terrestri, alle praterie oggetto di studio.

Per raggiungere tale scopo il lavoro svolto è stato effettuato secondo *steps* gerarchici così come mostrato in figura (Fig1).

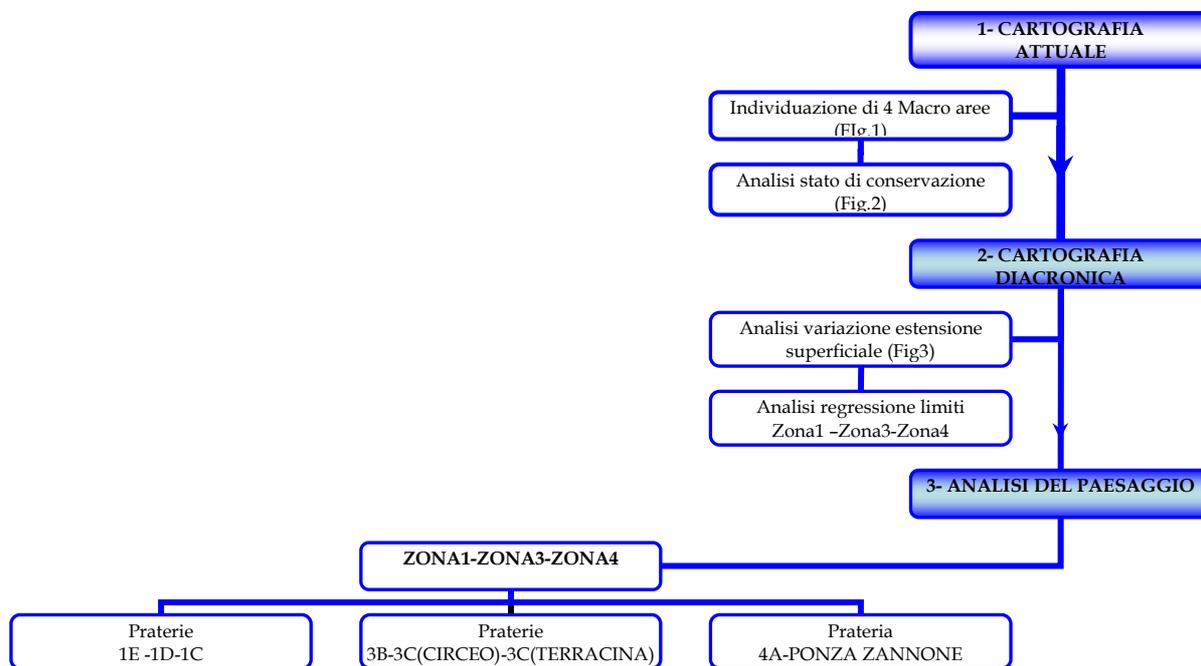


Fig.1. Fasi del lavoro del progetto di ricerca

1- CARTOGRAFIA ATTUALE :

Come primo step, in seguito ad una acquisizione dati effettuata tramite indagini *Side Scan Sonar*, esplorazioni del fondale con videocamera subacquea ed immersioni puntuali, sono state create in ambiente G.I.S. delle cartografie tipologiche in scala 1:25.000 delle 17 praterie di *P.oceanica* presenti nel litorale laziale.

Queste metodologie hanno permesso di rappresentare con estremo dettaglio la morfologia, l'estensione spaziale, il posizionamento dei limiti ed in generale lo stato di salute (copertura, densità, presenza di matte morta, ecc..) delle praterie (Fig.2).

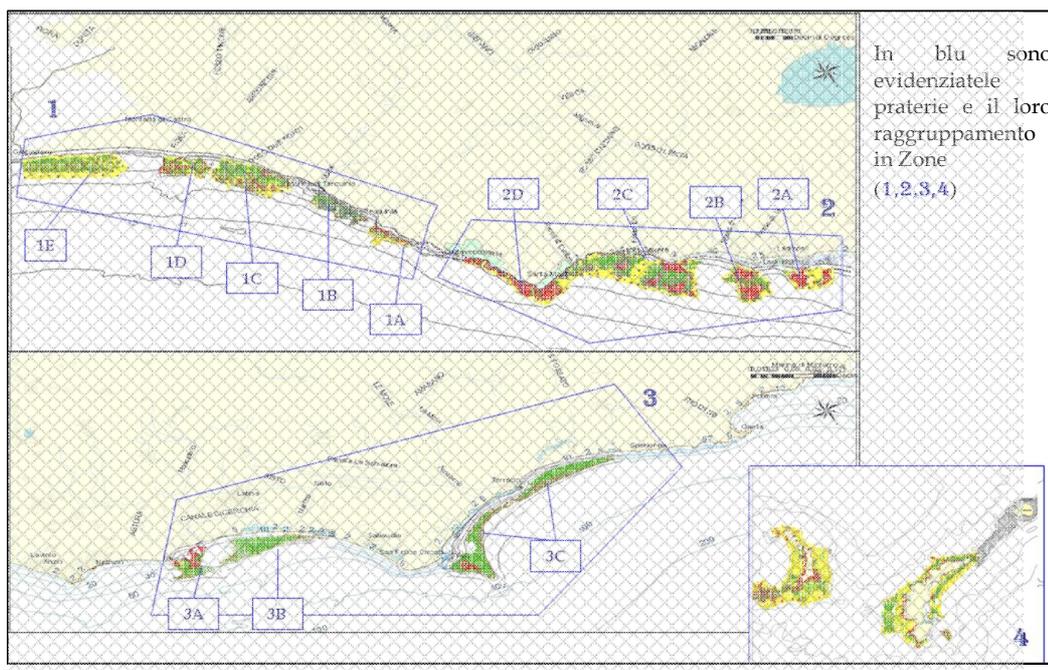


Fig 2. Le praterie di *P. oceanica* del Lazio. Cartografia attuale

L'area occupata dalle praterie di *P. oceanica* del Lazio ammonta a circa 16.700 ha che, rapportata ai 350 Km di costa, corrisponde a circa 50 ha per ogni chilometro di litorale. Parte di essa è però costituita da matte morte o comunque da praterie in evidente stato di degrado. Le praterie oggetto di studio si sviluppano infatti sia su substrati di natura mobile (il 55% delle praterie) che rocciosa (il 44%), con livelli di copertura della matte morte molto variabili. Pertanto nel creare la classificazione tipologica per la cartografia di dettaglio oltre a considerare il substrato colonizzato, sono state aggiunte le classi di copertura della matte morte rispetto alla *Posidonia* viva (in%). Tale scelta è legata alla diretta correlazione tra l'aumento di matte morte e l'inizio di un fenomeno di regressione della prateria. Inoltre questo tipo di classificazione trova riscontro in altre pubblicazioni (Diviacco et al., 2001; Pergent et al., 2005) dando un'informazione immediata, sia qualitativa che quantitativa, sullo stato di salute di una prateria. I valori di copertura hanno in seguito permesso di calcolare per ogni prateria l'indice di Conservazione (*Conservation Index*), secondo le modalità e la classificazione riportate in Montefalcone et al., 2009.

I valori ottenuti sono stati interpolati a livello spaziale tramite *Inverse Distance Weighted* e sono state create delle carte per rappresentare lo stato di salute di ogni singola prateria.

In generale le praterie esaminate si trovano in condizioni di salute molto variabili: ottime nelle isole pontine, pessime per la maggior parte delle praterie del Lazio settentrionale (quasi tutte in forte regressione) e, infine, intermedie per le praterie del Lazio meridionale. Le praterie del Lazio settentrionale inoltre sembrano essere più superficiali, con limiti superiori localizzati generalmente tra i 12 e 14 m e i limiti inferiori intorno ai 18-20 m (tranne le praterie del Lazio centrale che si sviluppano spesso a partire dai 2-3 m), mentre i limiti inferiori delle praterie meridionali possono raggiungere anche i 30 m di profondità.

Qualora disponibili i dati, i valori di copertura sono stati confrontati con i valori di densità. Copertura e densità sono due dei descrittori più utilizzati in letteratura per lo studio delle praterie di *P.oceanica* (Leriche et al.,2006). Spesso vengono applicati separatamente oppure vengono messi a confronto per valutare quale dei due offra una migliore informazione sullo stato di salute di una prateria. In questo lavoro non solo sono stati confrontati i valori dei due descrittori, ma ne sono state anche osservate le variazioni spaziali attraverso l'analisi dei loro variogrammi. È stato così possibile effettuare per le praterie in esame un'analisi regionale del loro stato di salute, distinguendo le porzioni in migliori condizioni da quelle più degradate, al fine di individuare possibili trend di regressione.

2- CARTOGRAFIA DIACRONICA :

L'utilizzo di cartografie storiche è uno strumento prezioso per il monitoraggio e per la gestione delle zone costiere. Conoscere l'estensione e la posizione dei limiti delle praterie permette di individuare, attraverso il confronto con le cartografie attuali, i cambiamenti avvenuti nel tempo. Tuttavia nonostante la grande quantità di carte a disposizione, molto spesso sorge il problema sul come interpretare le differenze riscontrate, se come reali cambiamenti o se invece come errori dovuti a differenze nei metodi di acquisizione utilizzati (e che nel tempo si sono perfezionati). Alcuni Autori (Leriche et al.,2004) suggeriscono a tale scopo l'utilizzo di un indice di affidabilità delle carte, basato sulla valutazione dei sistemi di acquisizione e sulla scala di rappresentazione utilizzate. A seconda del valore ottenuto l'indice può suggerire se

reputare affidabili, di dubbia interpretazione oppure totalmente inutili le cartografie a disposizione.

Nel presente lavoro seguendo alcuni di questi criteri, sono state utilizzate la cartografia di Fusco del 1959 (anno di pubblicazione 1960) e di Diviaco del 1994 (anno di pubblicazione 2001) per valutare l'evoluzione temporale delle praterie del Lazio.

Si osserva così dal 1959 al 1994 una drastica perdita di habitat, tanto per le praterie settentrionali quanto per quelle meridionali e che un'ulteriore riduzione è avvenuta tra il 1994 e il 2009, in tutte le praterie ad eccezione delle isole Pontine la cui estensione rimane invece inalterata (In Fig. 4 indicate come "4A-PON, 4A-PAL, 4A-VE").

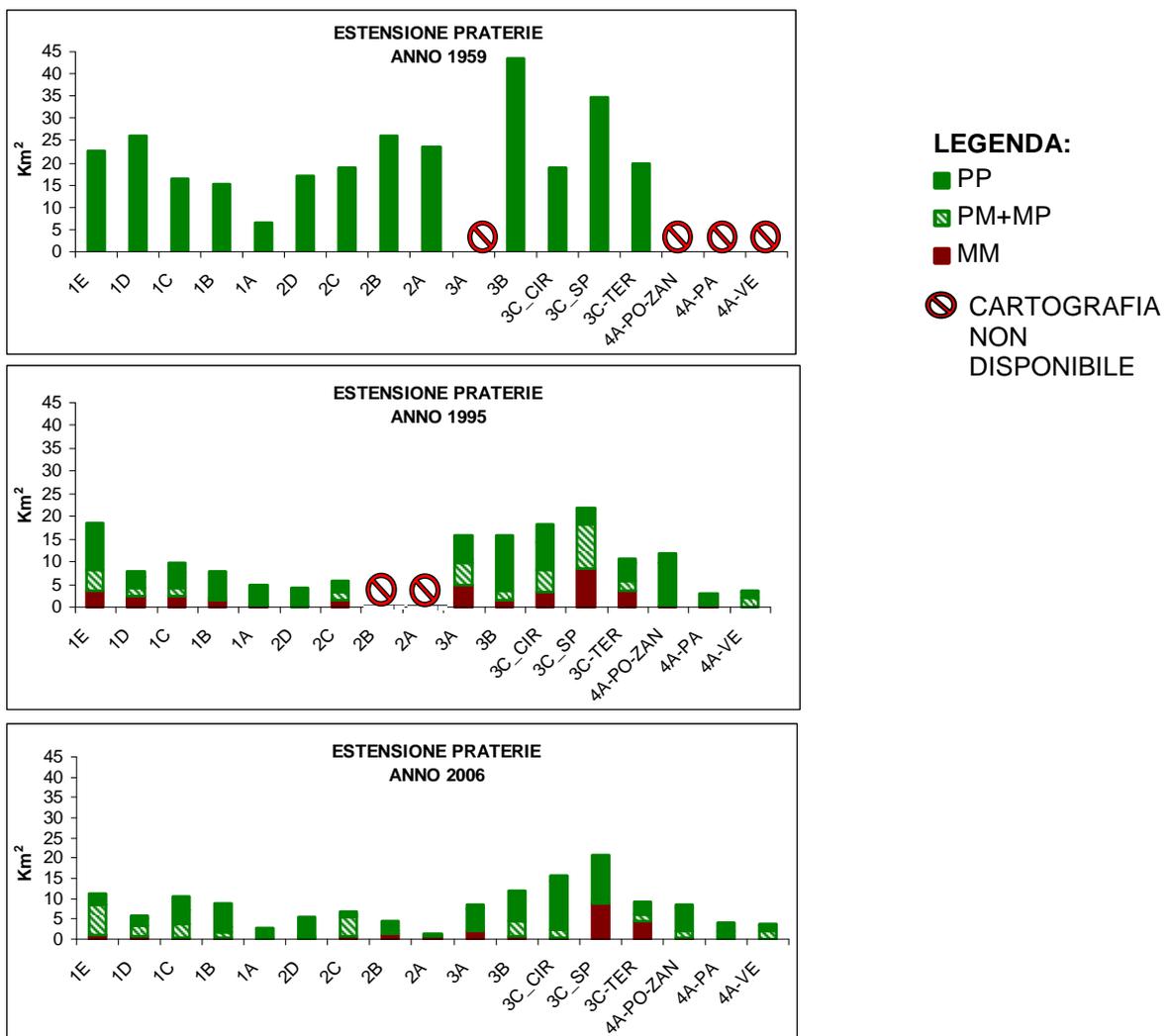


Fig.3 Estensione in km² delle praterie del Lazio negli anni 1960, 1994, 2006.

Per alcune praterie come quelle della Zona 2, le discrepanze riscontrate tra le cartografie potrebbero essere attribuite, oltre che ad una reale perdita di superficie, ad errori di acquisizione dati. Tali praterie si sviluppano infatti quasi interamente su substrati di natura rocciosa dove spesso, tanto in passato quanto di recente, risulta più difficile prelevare i dati di copertura e densità.

Sono inoltre da evidenziare due situazioni differenti: la quasi invariabilità delle praterie delle isole Pontine, le quali hanno mantenuto una condizione pressoché costante dal 1994 al 2009 (per il 1959 non sono state reperite cartografie) e il confronto tra le velocità di regressione dalle praterie del Lazio settentrionale rispetto a quelle del Lazio meridionale (Fig.4).

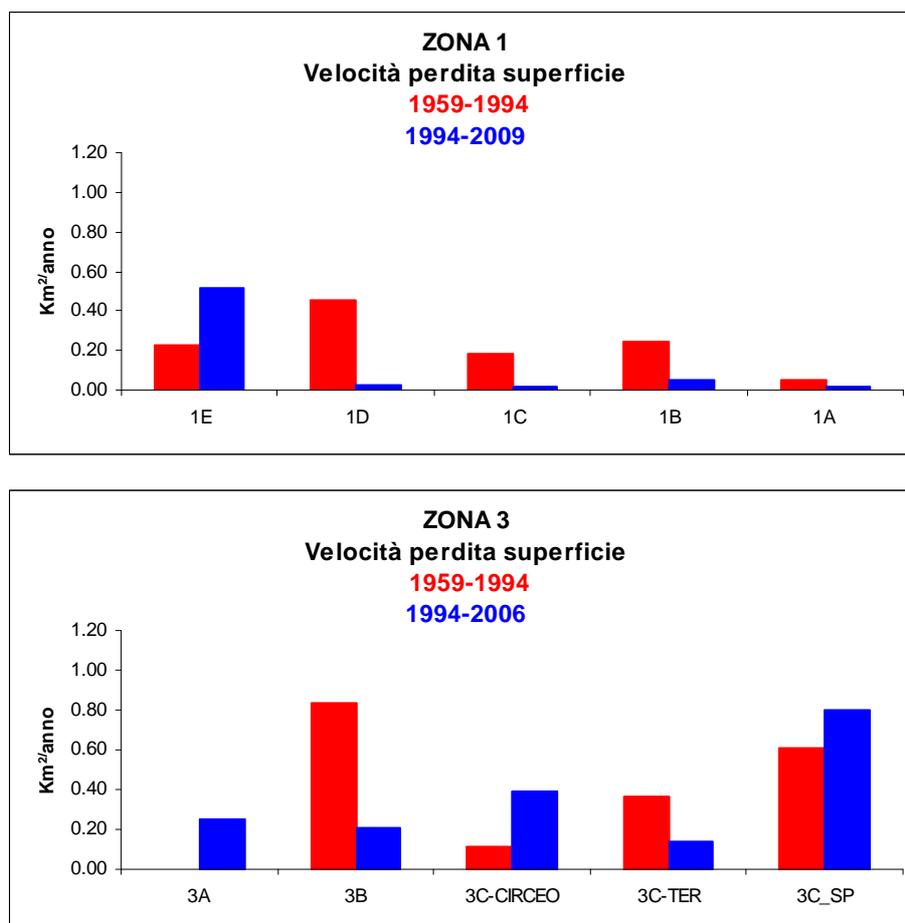


Fig.4 Perdita di superficie delle praterie del Lazio (zona 1 e zona 3) dal 1959 al 2009

Nel Lazio settentrionale (tranne che per la prateria antistante Montalto di Castro- 1E-), si registra una spiccata regressione soprattutto tra il 1959 e il 1994, mentre nei successivi 15 anni i tassi di arretramento sono molto più bassi. Tale differenza è dovuta probabilmente ad un deterioramento delle condizioni ambientali iniziato negli anni '50, per l'aumentata antropizzazione delle coste e rimasta poi pressoché costante nei successivi anni.

Già nel 1994 infatti, Diviacco ipotizzava che la regressione delle praterie del Lazio settentrionale fosse dovuta principalmente all'aumentata torbidità delle acque (per aumento degli scarichi di sostanze inquinanti di varia provenienza portati a mare dei fiumi Fiora, Arrone, Marta, Mignone e Tafone) e alla variazione del regime sedimentario delle correnti, legato alla crescente urbanizzazione costiera. Ciò avrebbe determinato uno stato di squilibrio a livello del posidonieto (incapace di adeguare il ritmo di crescita all'aumento della sedimentazione) provocando una risalita del limite inferiore delle praterie, caratterizzato negli anni '90 dalla cospicua presenza di matte morta.

Negli anni successivi al 1994, sebbene si registri un tasso di regressione inferiore, si evidenzia anche una perdita della matte morta (probabilmente per ricoprimento da sedimentazione) a testimoniare una condizione di alterazione di origine antropica presente e costante. In particolare per la prateria antistante Montalto di Castro, si rileva una regressione maggiore tra il 1994 e il 2009 che nel periodo precedente, probabilmente legata alla riattivazione della centrale termoelettrica Alessandro Volta da 3600 MW realizzata convertendo la centrale elettronucleare Alto Lazio agli inizi degli anni '90.

Nel Lazio meridionale le condizioni sono invece molto eterogenee e se per alcune praterie la regressione più significativa si è registrata tra il 1959 e il 1994 (Lago di Caprolace -3B- e Terracina -3A-), per altre il periodo di maggiore impatto si è avuto tra il 1994 e il 2009. Tali discrepanze sono legate al contesto urbanistico-naturalistico dell'area in esame antistante la pianura pontina, la quale ha subito nel corso degli anni sviluppi ed evoluzioni del territorio molto eterogenee. In generale comunque se alla fine negli anni '80 tali praterie potevano definirsi in condizioni di salute migliori rispetto a quelle del Lazio settentrionale, a partire dal 1990 hanno cominciato a subire

una serie di alterazioni che con il tempo hanno procurato un arretramento dei margini ed una generale regressione.

Proprio per approfondire il confronto tra queste praterie e valutarne l'evoluzione spazio temporale in diversi contesti ambientali, sono stati misurati gli arretramenti dei margini superiore ed inferiore di alcune praterie campione della Zona 1 e della Zona 3 e della Zona 4 (riportati in un scheda riassuntiva insieme ai dati di paesaggio e alla cartografia attuale, nella prossima sezione).

3- ANALISI DEL PAESAGGIO:

Dato il dettaglio delle cartografie attuali è stato analizzato il paesaggio di alcune praterie delle tre zone sopracitate, in modo da poter effettuare un confronto tra macroaree.

L'applicazione dei principi della *landscape ecology* ai paesaggi sommersi, è una tecnica che si sta sviluppando sempre di più in ambito scientifico (Sleeman, 2005) interessando diverse scale spaziali a seconda dell'obiettivo dello studio (Arponen e Boströmin, 2012). Tali studi sono legati soprattutto alla preoccupazione per i sempre più frequenti fenomeni di perdita e frammentazione dei paesaggi a fanerogame (Duarte, 2002; Orth et al, 2006.; Waycott et al., 2009), le cui cause sono sia di origine naturale (Vacchi et al., 2010) che soprattutto antropica, come lo sviluppo costiero e l'eutrofizzazione, che possono provocare l'aumento del grado di *patchiness* in una prateria di fanerogame (Jackson et al, 2001;. Heck et al., 2008; Montefalcone et al, 2010) come quelle di *P.oceanica*.

Nel presente progetto di ricerca sono stati analizzati i paesaggi di 7 praterie: 3 per il Lazio settentrionale (Zona 1), 3 per il Lazio meridionale (Zona3) e la prateria di Ponza - Zannone la quale non essendo soggetta a grandi variazioni spaziali nel tempo, può considerarsi un ottimo esempio di frammentazione naturale.

4.1 Zona 1 : Da Graticciara A Santa Severa

Le praterie studiate si inseriscono in un tratto di litorale di tipo pianeggiante con una costa bassa che si presenta come una sequenza di valli per la presenza delle foci dei fiumi Fiora, Arrone, Mignone, Marta e Tafone.

L'area presenta ancora oggi variazioni morfologiche dovute all'insediamento prima delle popolazioni etrusche, ed in seguito di quelle romane. Sono presenti vaste aree naturali caratterizzate dalla presenza di habitat importanti quali le zone umide e le praterie di *Posidonia oceanica*, ed il valore naturalistico dell'area è di tipo medio-alto (legato anche ad una densità di popolazione su tutto il territorio piuttosto bassa); per questo in generale il contesto territoriale è caratterizzato da un livello di criticità ambientale decisamente contenuto.

Tuttavia l'area è caratterizzata da un assetto peculiare: di fronte ad un elevato grado di naturalità residua del territorio si trova il più alto indice di occupazione agricola del Lazio, pari al 79,5% del territorio. Di conseguenza le principali criticità dell'area sono legate ad un uso prevalentemente agricolo del suolo e quindi consistono in un inquinamento diffuso soprattutto da nitrati, in una variazione della qualità delle acque e nell'erosione costiera.

La necessità di irrigare i campi comporta la canalizzazione di fiumi e canali che a loro volta alterando il regime di trasporto, incrementano ulteriormente il rischio di inquinamento per le acque sotterranee, superficiali e di balneazione. In queste condizioni inoltre i corsi d'acqua non sono in grado di trasportare in mare i sedimenti sabbiosi sia a causa della costruzione di dighe sia a causa della diminuita portata d'acqua dovuta al prelievo delle acque per uso potabile, irriguo e idroelettrico. Un notevole contributo in questo senso è stato dato anche dalla cementificazione degli alvei fluviale e dallo sbarramento da parte di dighe per la produzione di energia elettrica. Questo insieme di impatti ha generato una serie di problematiche quali ad esempio l'intorbidimento delle acque fluviali (e di conseguenza delle acque di foce) e l'aumento di fenomeni di piena e delle inondazioni. Ulteriore conseguenza: i prodotti detritici dei bacini non possono essere convogliati a compensare gli abbassamenti locali

influenzando in maniera significativa il sistema di trasporto e sedimentazione costiero (Fig.5).

Le masse d'acqua spinte dal moto ondoso sotto la linea di riva danno luogo a trazione sul fondo con spostamento di ingenti quantità di sedimenti lungo riva, a tale flusso di sedimento è assegnato il nome di "nastro trasportatore litoraneo". Dall'esame dell'immagine in figura risulta evidente la direzione verso Nord-Ovest del trasporto solido longitudinale per tutta l'area a Nord del Tevere (Ardizzone e Belluscio, 1996 in Il mare del Lazio). Tale condizione spiega inoltre il perché le praterie di questa prima zona, non si sviluppano mai sottocosta se non da una profondità minima di 8-10m.

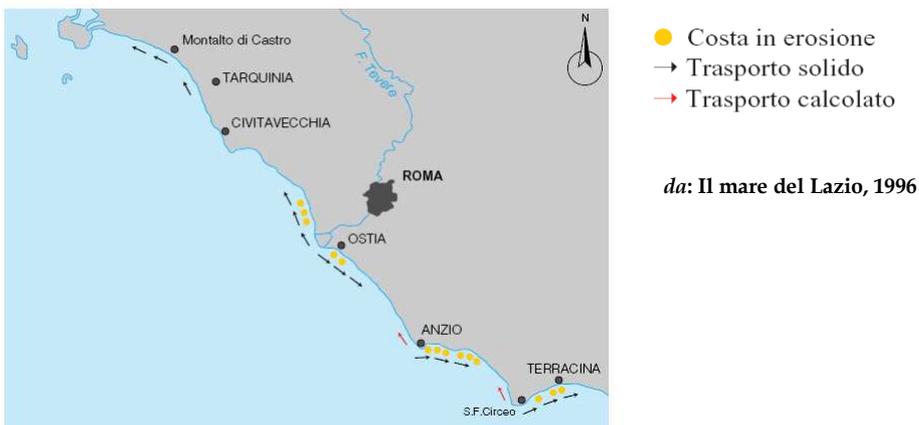


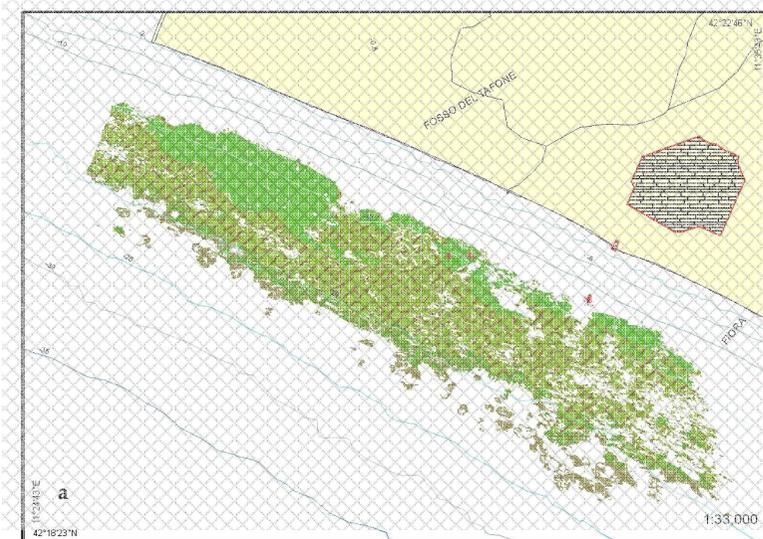
Fig.5 Distribuzione delle correnti lungo costa nel Lazio

Inoltre i dati raccolti nelle aree tra la foce del fiume Fiora e del torrente Arrone e tra l'ambitato di Tarquinia e il fiume Mignone mostrano che l'andamento dei principali parametri chimico-fisici di qualità delle acque sotterranee (conducibilità elettrica, cloruri, nitrati) tende a peggiorare progressivamente verso la costa. I carichi inquinanti sono da attribuire alle concimazioni impiegate in agricoltura e a localizzati fenomeni di ingressione di acqua di origine marina provocati dalla risalita dell'interfaccia durante gli emugimenti per uso potabile e, soprattutto, irrigazione. La situazione maggiormente compromessa è quella del fiume Marta, il cui corso è contraddistinto dai valori di minore qualità che tendono a peggiorare drasticamente verso la foce,

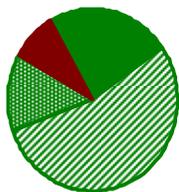
causando l'interdizione alla balneazione in un' ampia area di costa in corrispondenza della foce stessa.

L'estensione media delle praterie della Zona 1 è di circa 9 Km² e si estendendo quasi tutte su un substrato di natura tanto mobile quanto rocciosa, sebbene la percentuale di roccia tenda ad aumentare mano a mano che ci si sposta verso il Tevere. Per questo motivo al fine di effettuare un'analisi del paesaggio efficace e realistica, sono state scelte le praterie "1E", "1D" e "1C" (caratterizzate da una percentuale di substrato mobile sempre inferiore al 35%) per studiarne la conformazione del paesaggio, e discutere i risultati ottenuti con quanto evidenziato dai dati di densità e dallo studio della cartografia storica analizzata.

PRATERIA 1E : "Chiarone - Fiora"



PRATERIA 1E
Superficie: 11.17 Km²



■ PP: 23.48% ■ PM: 54.33%
■ MP: 13.56% ■ MM: 8.63%

- TIPOLOGIE**
- Prateria di *Poecainca* su matte e/o sabbia (PP)
 - Prateria di *Poecainca* su matte e matte morta (PM)
 - Matte morta e *Poecainca* a fasci isolati (MP)
 - Matte morta (MM)

Velocità regressione 1959 - 1994
LIM. SUP ~ 9 m/anno
LIM. INF ~ 23 m/anno

Velocità regressione 1994 - 2009
LIM. SUP ~ 5,3 m/anno
LIM. INF ~ 24 m/anno

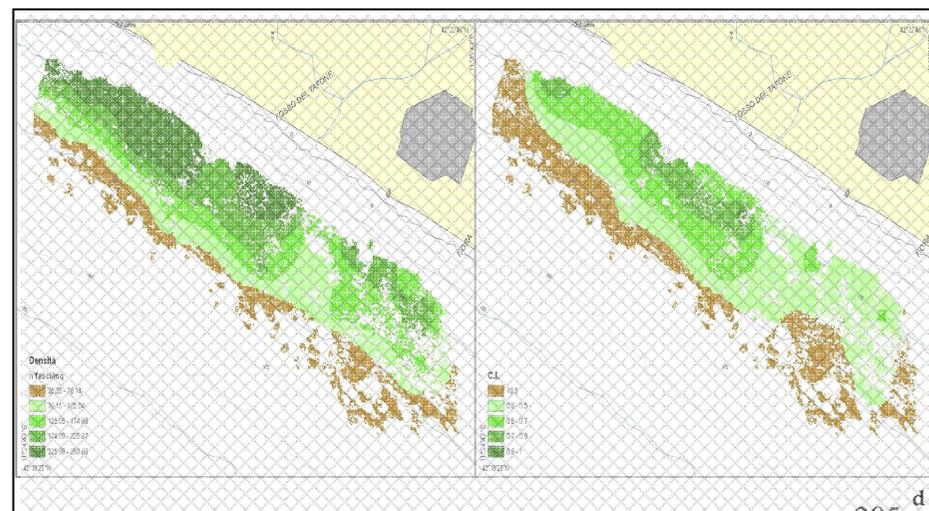
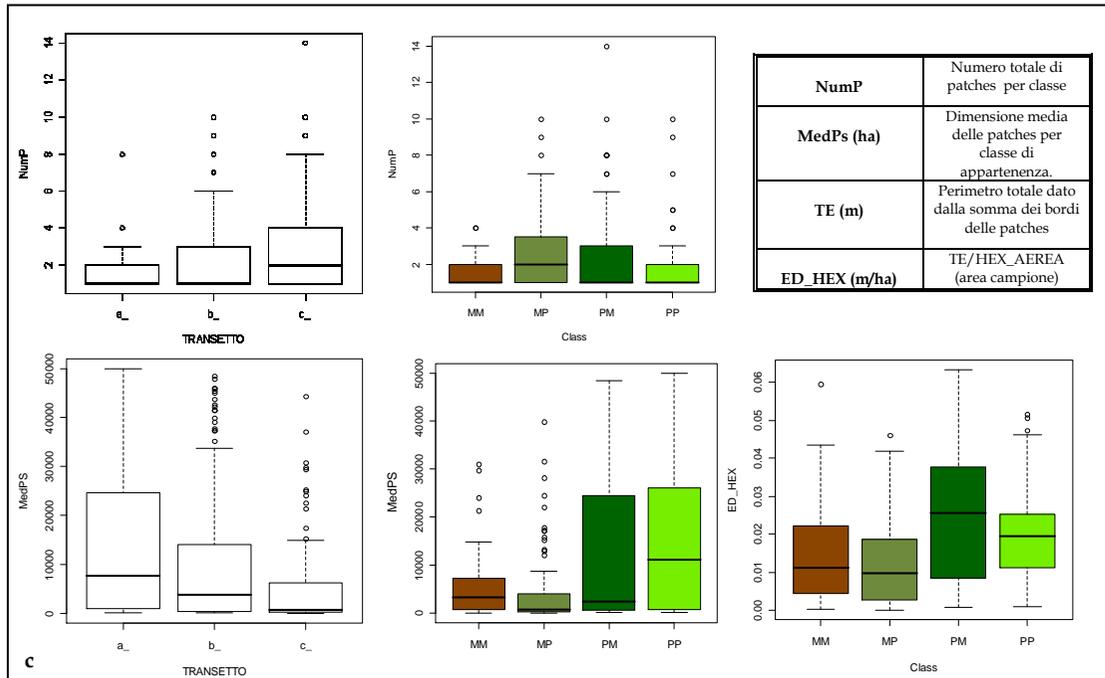
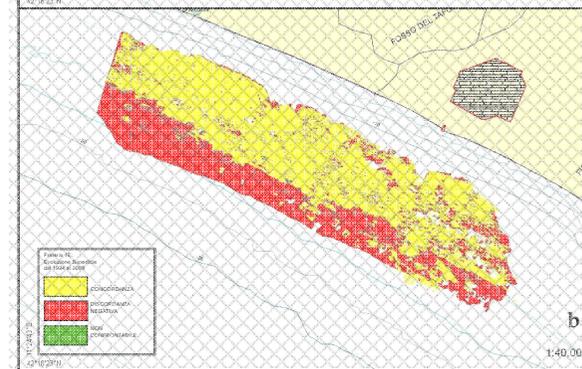
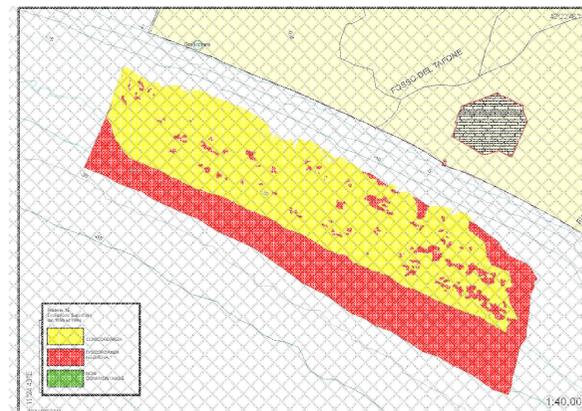


Fig.6. a- Estensione attuale della prateria e distribuzione spaziale delle tipologie; b- Evoluzione temporale di limiti e superficie della dal 1959 al 2009; c- Dati paesaggistici rilevanti; d- Distribuzione densità/copertura

La prateria antistante Montalto di Castro si sviluppa su fondali di tipo mobile, è caratterizzata da una cospicua presenza di matte morta mista a Posidonia (il 54% della superficie è occupato dalla categoria "Posidonia su matte e matte morta") ed è soggetta dal 1959 a forti fenomeni di regressione, per una perdita totale di circa 15 km² in 50 anni. Tale arretramento ha interessato tutto il margine inferiore (in entrambi gli archi temporali esaminati, Fig.2b) e la porzione più a Sud del margine superiore, subito dopo la centrale termoelettrica.

Tutt'oggi la porzione più meridionale della prateria presenta un'evidente stato di degrado, caratterizzato da valori di densità e copertura molto inferiori rispetto a quanto registrato nella zona più a Nord, ai confini con la Toscana. Sebbene infatti prima della foce del fiume Tafone si possa definire la prateria in buono stato di conservazione e con valori di densità che (secondo la classificazione di Pergent et al., 1995 modificata) corrispondono ad una prateria in equilibrio, mano a mano che ci si sposta verso sud si osserva una condizione di "poor" o addirittura "bad Conservation status", con valori di densità che non superano 175 fasci/mq già a 15m di profondità (Fig.2d).

Tale condizione è rispecchiata anche dalla conformazione del paesaggio (Fig.2c). Mano a mano che ci si sposta verso Sud infatti, aumentano il numero di patch e la densità dei bordi e diminuisce la dimensione media delle stesse. Si registra inoltre un numero di patch maggiore per le categorie "Posidonia su matte e matte morta" e "Fasci isolati di Posidonia e matte morta" rispetto alle altre, a testimoniare un aumento della fragilità e della tendenza alla frammentazione della prateria all'aumentare la percentuale di matte morta. Si può pertanto presupporre che la prateria in esame abbia subito contemporaneamente nel corso degli anni una regressione del limite inferiore e una frammentazione del margine meridionale che mano a mano si sposta sempre più verso Nord.

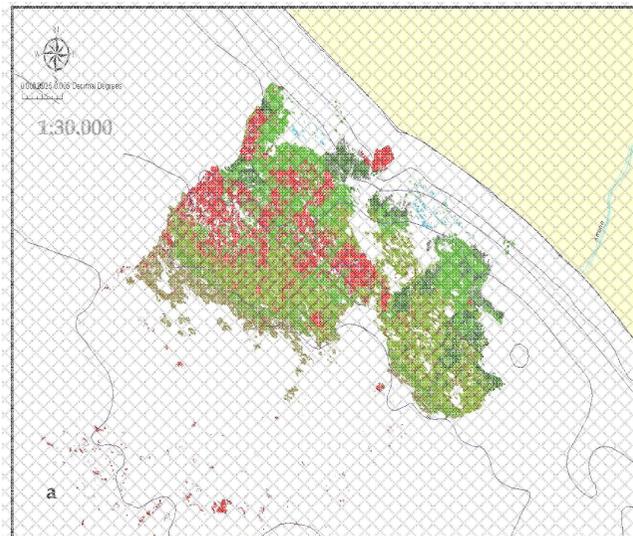
Questo fenomeno definito *attrition* in ecologia del paesaggio (Farina, 2007), è l'ultimo step in un processo di frammentazione cominciato dopo un'iniziale perforazione della prateria (probabilmente avvenuta dopo intorno agli anni '90, quando comincia la regressione del margine superiore in corrispondenza della centrale di Montalto) e

continuato nel tempo provocando prima alla formazione delle patch e poi al loro graduale isolamento, che infine ha portato ad una diminuzione delle loro dimensioni.

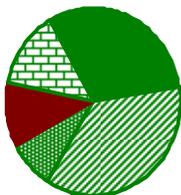
La parte meridionale è pertanto la zona più vulnerabile della prateria, probabilmente per la vicinanza con la foce del fiume Fiora. Le principali fonti di disturbo che caratterizzano il contesto costiero di questa zona sono infatti legate all'utilizzo agricolo che configura e disegna quest'area, occupando gran parte del territorio. Sebbene gli appezzamenti di colture seminative in aree irrigue siano di tipo semi-intensivo e sebbene il livello di criticità ambientale sia basso (rara presenza di industrie e centri abitati), la vocazione agricola genera un inquinamento diffuso da nitrati e pesticidi ed un elevato sfruttamento delle falde acquifere costiere (Nascetti *et al.*, 2009). Questi due fattori hanno un'influenza diretta sull'ambiente marino, poiché causano un'alterazione del regime di trasporto solido (aumento della torbidità delle acque, con conseguente inibizione della fotosintesi da parte della pianta) e sono una sorgente rilevante d'inquinamento a mare. Il trasporto del materiale fine in sospensione da parte delle correnti prevalenti in direzione Nord-ovest (ipotesi già indicata relativamente alla situazione del 1994 da Diviacco *et al.*, 2001), provocherebbe così la progressiva frammentazione nella zona meridionale della prateria con conseguente perdita di capacità di protezione del litorale.

Inoltre, sebbene dal punto di vista della pesca si registri una presenza minimale di imbarcazioni attive e sebbene nella zona questo comparto stia progressivamente perdendo di importanza, la rapida regressione del limite inferiore avvenuta soprattutto tra il 1959 e il 1994 lascia presupporre una forte incidenza di questa attività (soprattutto di quella illegale) almeno negli anni passati, provocando danni alla prateria sia con la sua azione diretta, che con il rimescolamento della frazione fine del sedimento sui fondali (provocando un'aumento della torbidità delle acque). L'azione della pesca a strascico illegale avrebbe potuto influire anche alle profondità minori in corrispondenza del margine superiore, per il quale si registra nel 1994 un arretramento significativo in corrispondenza della centrale termoelettrica Alessandro Volta, la cui attività è cominciata nel 1992 e le cui prese a mare sboccano in prossimità del limite superiore della prateria.

PRATERIA 1D : "Punta Morelle"



PRATERIA 1D
Superficie: 5.85 Km²



■ PP: 30.80% ■ PM: 36.30%
■ MP: 8.57% ■ MM: 11.06%
■ PR: 13.16% ■ R: 0.12%

- TIPOLOGIE**
- Prateria di *Pocemonia* su matte e/o sabbia (PP)
 - Prateria di *Pocemonia* su matte e matte morta (PM)
 - Matte morta e *Pocemonia* a fasci isolati (MP)
 - Matte morta (MM)

Velocità regressione 1994 - 2009

LIM. SUP ~ 20 m/anno
LIM. INF ~ 6,7 m/anno

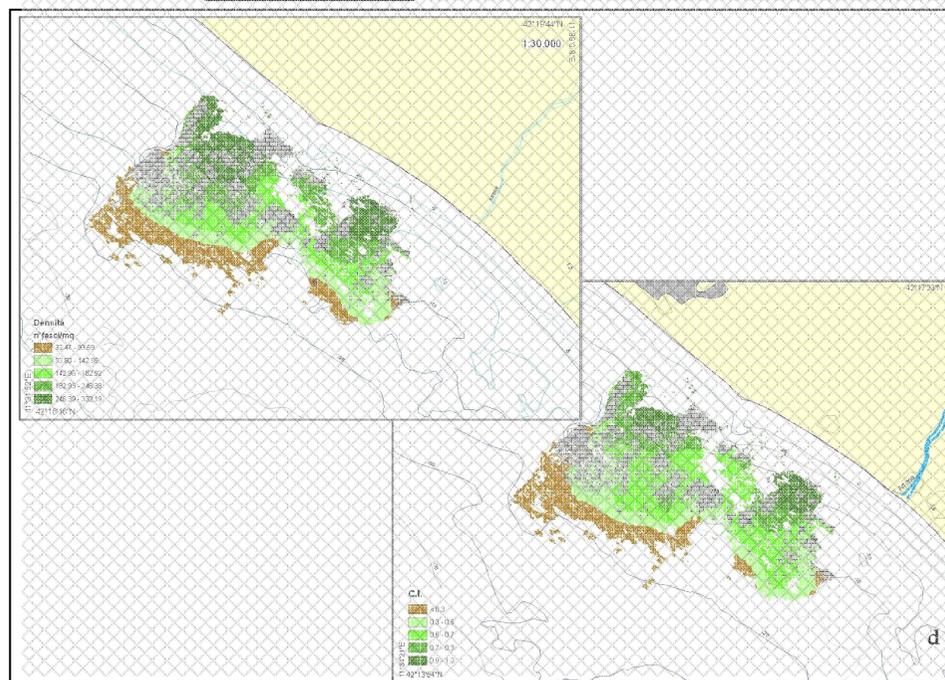
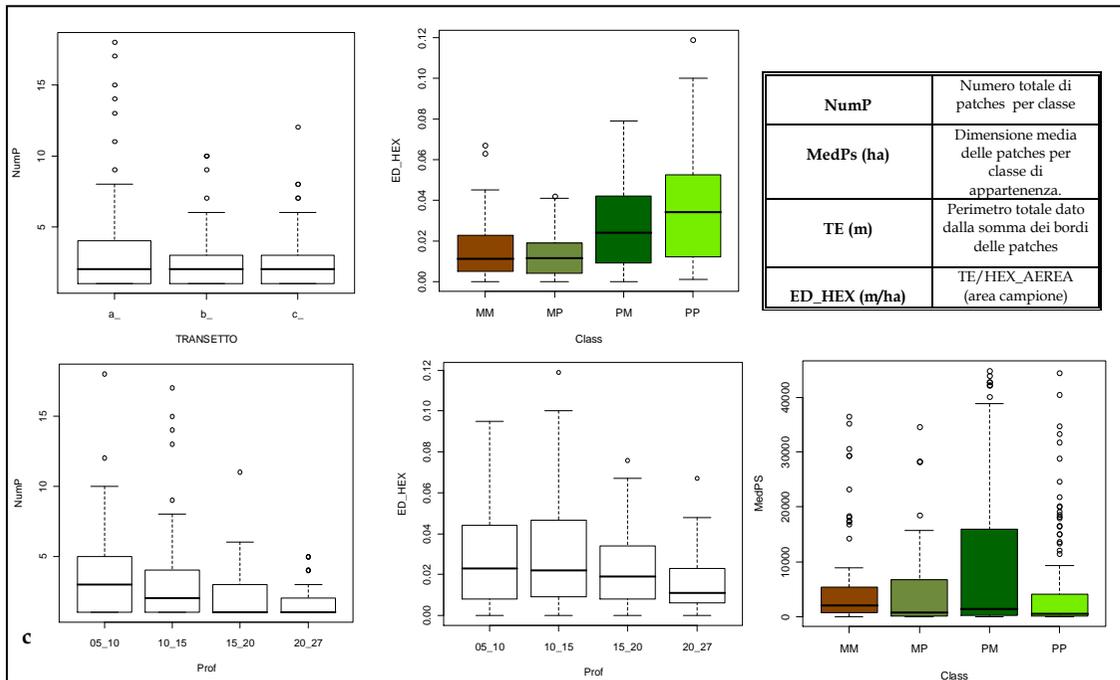
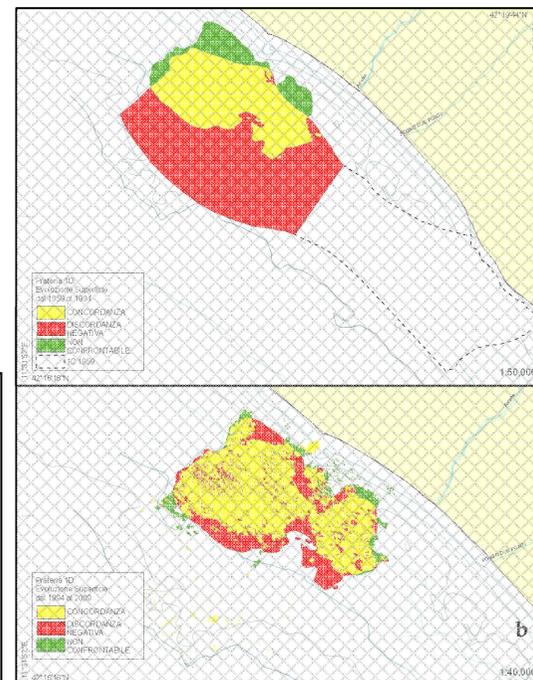


Fig7. a- Estensione attuale della prateria e distribuzione spaziale delle tipologie; b- Evoluzione temporale di limiti e superficie della dal 1959 al 2009; c- Dati paesaggistici rilevanti; d- Distribuzione densità/copertura

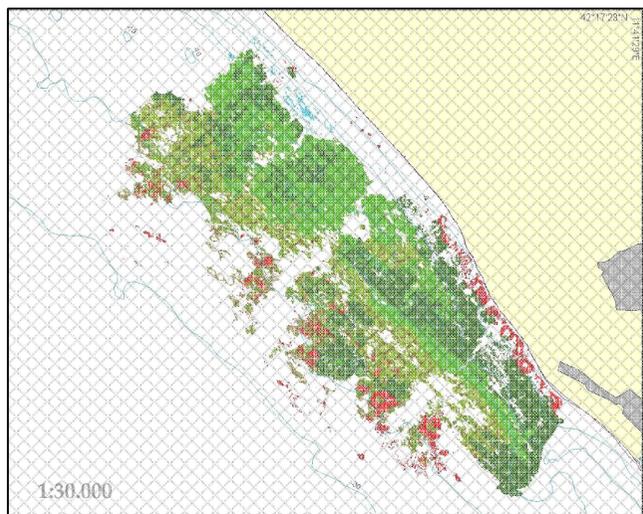
La prateria denominata “Punta Morelle” a Sud della prateria 1E, si trova compresa tra le foci dei fiumi Fiora ed Arrone.

In passato la si doveva considerare un’unica prateria insieme alla contigua 1C come evidenzia la cartografia storica del 1959 (Fig.3.b), tuttavia esiste una forte discordanza tra questa cartografia e quella del 1994, forse per la difficoltà di prelevare i dati in presenza di roccia.

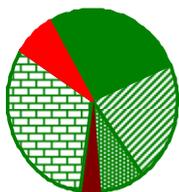
La prateria presenta infatti una parte centrale di roccia, una volta probabilmente ricoperta di Posidonia e oggi quasi del tutto priva. Tutt’intorno alla roccia P.oceanica si sviluppa principalmente su substrato mobile, con una ricca presenza di matte morta dopo i 15m di profondità. La presenza della roccia rende il paesaggio molto articolato ed eterogeneo, le categorie con maggior numero di bordi (quindi con le patches dalle forme più complesse) sono “Posidonia su matte” (che si sviluppa tra i 5 e 15m di profondità, al di sopra della roccia) e “Posidonia su matte e matte morta” che invece predomina la parte sottostante la roccia (oltre i 15m) e che è caratterizzata da patches di dimensioni molto grandi (Fig.3c).

Tuttavia all’aumentare della profondità diminuisce il numero di bordi e in parte anche il numero di patch, in quanto questa prateria sembra essere ancora ad uno stadio iniziale di frammentazione definito anche *perforazione*, e caratterizzato dalla presenza di *gaps* che indebolendo la prateria, daranno inizio al processo di frammentazione vero e proprio. Questa situazione è particolarmente evidente nella parte più meridionale della prateria, in prossimità della foce del fiume Arrone. Anche in questo caso infatti, il fabbisogno irriguo per l’agricoltura causa un elevato sfruttamento della falda acquifera con rischio di ingressioni saline a seguito del suo abbassamento di livello e l’alterazione dei regimi fluviali a causa della creazione di canali di derivazione ed irrigazione, provocando un aumento della torbidità delle acque costiere. Si registra così una scomparsa della matte morta in tutta la zona bassa della prateria (dai 14 m di profondità in poi) e un arretramento del limite inferiore dell’ordine di 2m lineari negli ultimi 11 anni, che con il tempo ha portato ad un indebolimento della prateria per perdita di copertura e alla formazione dei primi gaps tra la Posidonia a e la matte morta.

PRATERIA 1C :'''



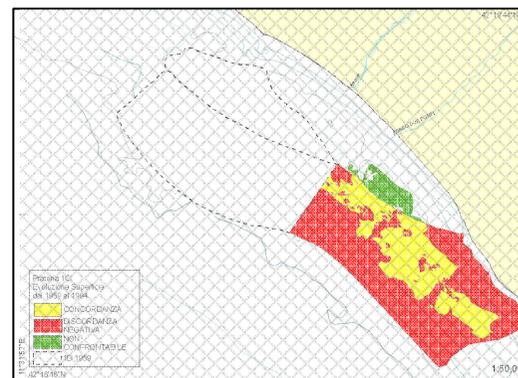
PRATERIA 1C
Superficie: 11.53 Km²



■ PP: 27.05% ■ PM: 21.33% ■ MP: 8.62%
■ MM: 3.66% ■ PR: 31.77% ■ R: 7.57%

TIPOLOGIE

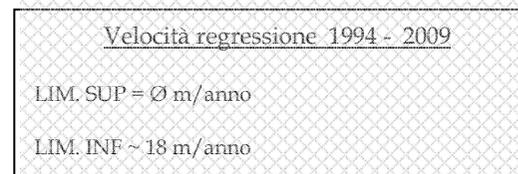
- Prateria di *Foconica* su matte e/o sabbia (PP)
- Prateria di *Foconica* su matte e matte morta (PM)
- Matte morta e *Foconica* a fasci isolati (MP)
- Matte morta (MM)



Velocità regressione 1959 - 1994

LIM. SUP = ~ 12 m/anno

LIM. INF ~ 26,4 m/anno



Velocità regressione 1994 - 2009

LIM. SUP = Ø m/anno

LIM. INF ~ 18 m/anno

a

b

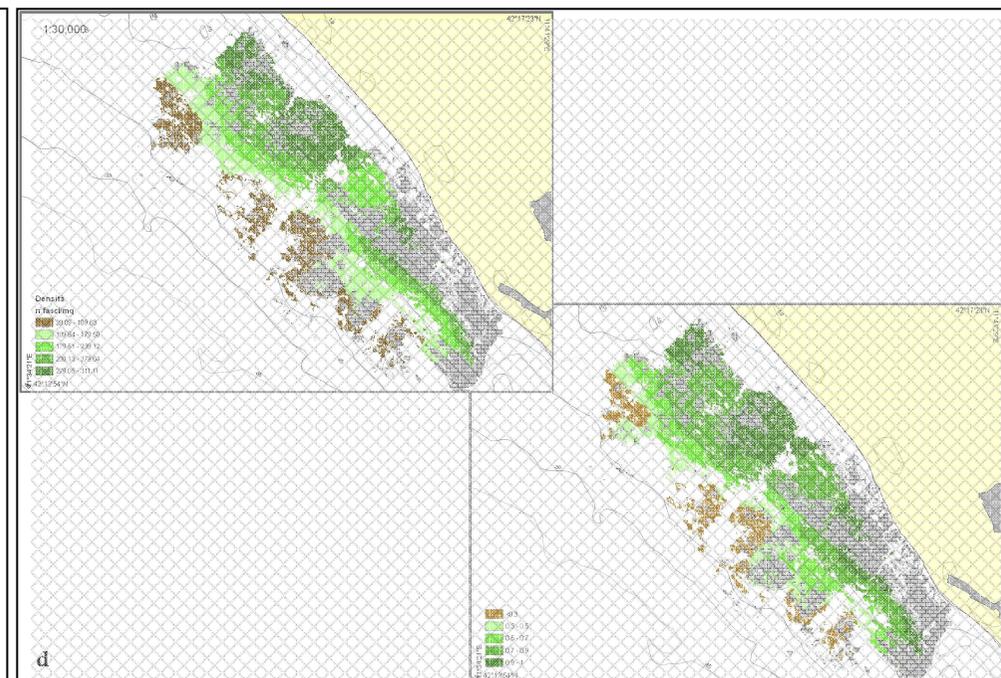
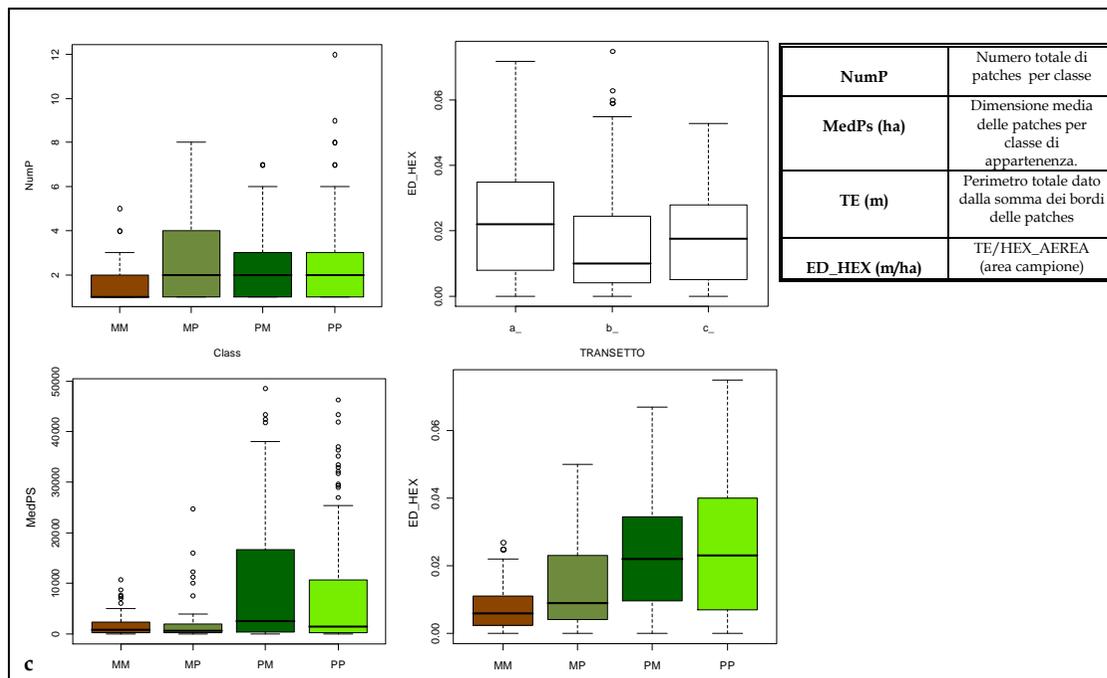


Fig8. a- Estensione attuale della prateria e distribuzione spaziale delle tipologie; b- Evoluzione temporale di limiti e superficie della dal 1959 al 2009; c- Dati paesaggistici rilevanti; d- Distribuzione densità/copertura

La prateria presenta, rispetto alla contigua 1D, porzioni di substrato roccioso molto più consistenti (il 7% della superficie è occupata dalla roccia e a questo si somma ad un 20% di roccia con Posidonia). Ciò deve aver reso difficile i campionamenti in passato, infatti il confronto con le cartografie storiche mostra la presenza di zone incongruenti e mappate in modo approssimativo, tanto nel 1959 quanto nel 1994 (Fig4b). Il paesaggio attuale appare molto articolato e *P. oceanica* oltre a crescere sul substrato duro, occupa gli spazi tra le rocce con porzioni di prateria e matte morta. La diffusa presenza di substrato roccioso condiziona quindi la conformazione del paesaggio che non mostra un trend di frammentazione spaziale come le praterie precedenti, né per transetto né per profondità. Ciò che si denota è comunque una maggiore frammentazione delle categorie più con maggiore percentuale di matte morta.

Presentano invece un gradiente batimetrico i valori di copertura e densità che diminuiscono molto rapidamente all'aumentare della profondità. Solo fino a 15 m la prateria può essere considerata in un buono stato di conservazione con valori di densità che raggiungono i 310 fasci/mq, subito dopo però le condizioni di salute decadono velocemente e tanto i valori del C.I. quanto quelli della densità diminuiscono.

Ancora una volta lo stato di degrado concentrato soprattutto in prossimità del limite inferiore è probabilmente legato all'influenza degli apporti sedimentari costieri, condizione per altro già citata da Diviacco nel 1994 e forse in fase di avanzamento.

La prateria è infatti delimitata sia a nord che a Sud dalle foci dei fiumi Arrone e Marta. Entrambi attraversando suoli ad uso prevalentemente agricolo presentano elevati livelli di azoto e fosforo nelle acque, ma in particolare il fiume Marta che attraversa numerosi centri abitati quali Marta, Tuscania e Tarquinia; presenta uno stato qualitativo molto basso, provocando un aumento generale della torbidità delle acque costiere.

4.2 Zona 3: Da Torre Astura A Sperlonga

Il contesto studiato comprende due distinti bacini il cui confine settentrionale si individua in corrispondenza di Torre Astura e quello meridionale con la città di Fondi, separati dal promontorio del Circeo.

Il carattere dominante di questo territorio è legato al tema delle bonifiche realizzate alla fine degli anni '30 che attraverso la costruzione di strade, case rurali, insediamenti urbani ed impianti idrovori, indussero mutamenti rapidissimi rispetto a quelli naturali, condizionando profondamente il paesaggio costiero.

L'area compresa tra Torre Astura e il promontorio del Circeo si caratterizza per la presenza della pianura bonificata e un uso del suolo prevalentemente di tipo agricolo. L'agricoltura è di tipo intensivo e ricopre ben oltre la metà dell'intero contesto costiero, fortemente soggetto a inquinamenti. La costa (bassa e sabbiosa) è caratterizzata da un'accentuata urbanizzazione ed è fortemente soggetta a erosione. Tra la pianura e la linea di costa, si interpongono due cordoni di dune all'interno delle quali è presente un sistema di quattro laghi salmastri, rimanenze della laguna che occupava la depressione.

L'uso intensivo dell'area ai fini turistici ha alterato significativamente e in parte ormai compromesso molti degli ecosistemi dunali e delle aree umide retrodunali, che rappresentano la vegetazione potenziale per questo ambito costiero (es. dune di Sabaudia invase dalle case estive).

Nonostante ciò rimangono nei comuni di Sabaudia e di Latina importanti ed estese aree umide, la maggior parte delle quali ricadono nel Parco Nazionale del Circeo, di cui più a sud il promontorio di San Felice rappresenta l'elemento dominante dell'area. Queste zone avendo ancora un buon grado di naturalità, sono state inoltre denominate sia ZPS che SIC in modo da tutelarle il più possibile da eventuali disturbi antropici.

In contiguità con il promontorio del Circeo, il tratto di costa che si sviluppa da Terracina fino a Fondi è caratterizzato prevalentemente da coste basse e sabbiose e

dalla presenza di una forte urbanizzazione. L'area è contraddistinta da una vocazione del territorio quasi esclusivamente ad uso agricolo (70%) e particolarmente significativa è la presenza di colture orticole in serra, che influenzano la qualità delle acque sotterranee esponendole a forte rischio di inquinamento intensivo da nitrati. Ciò ha un impatto diretto sulla balneabilità delle acque costiere, che viene interdetta in corrispondenza delle foci dei fiumi maggiormente inquinati come per esempio l'Uffente.

Tali problematiche si concentrano tutte nelle aree pianeggianti, mentre le zone montuose dell'entroterra sono state risparmiate dagli impatti antropici e presentano un discreto grado di naturalità: non a caso il sistema di aree protette è concentrato essenzialmente lungo tali rilievi. Queste consentono di "elevare" un po' il livello di naturalità della zona, e tale situazione si rispecchia anche nello stato di conservazione delle praterie di *Posidonia oceanica*: la prateria del Circeo presenta uno stato di conservazione ancora abbastanza buono, mentre le praterie tra Terracina e Fondi risultano molto danneggiate.

Tuttavia sebbene la qualità delle acque costiere sia fortemente compromessa, una delle fonti di disturbo per le praterie di *P.oceanica* più influenti in questa zona è l'azione della pesca a strascico illegale, con l'asportazione meccanica di parti della prateria e la risospensione del sedimento per mezzo dell'azione meccanica dei divergenti sul fondo (Aridzone e Pelusi, 1986).

Oltre al danno meccanico si genera pertanto un aumento locale della torbidità delle acque che condiziona l'arretramento del limite inferiore e che si aggiunge all'azione negativa delle opere lungo costa che hanno caratterizzato negli anni l'evoluzione del litorale.

In particolare:

- la costruzione del porto di San Felice (terminato nel 1970) unitamente all'intenso sviluppo edilizio sulla duna costiera (in un periodo di probabile esaurimento naturale del ciclo di avanzamento), hanno determinato uno stato di erosione della costa fra San

Felice e Torre Olevola, la cui difesa con scogliere parallele ha esaltato il processo di arretramento a levante fino alla foce del fiume Sisto;

- i moli delle foci del fiume Sisto e Portatore hanno determinato rispettivamente a levante e a ponente di essi, stati di erosione ed accrescimento molto accentuati in corrispondenza di Porto Badino.

In questa zona inoltre la direzione del trasporto solido (Fig. 9). è principalmente verso Est con valori medi di circa 10.000 m³/anno; all'altezza di Porto Badino esso viene stimato in circa 60.000÷90.000 m³/anno, con progressivo incremento procedendo verso Terracina (Il mare del Lazio, 1996).



Fig.9 Distribuzione delle correnti lungo costa in corrispondenza da Anzio a Terracina

Le praterie del Lazio meridionale essendo fortemente condizionate dall'attività antropica (sia costiera che in mare) presentano condizioni di salute, conformazione del paesaggio ed evoluzione spazio temporale, molto diverse. Di seguito verranno riassunte le condizioni generali di tre praterie campione in corrispondenza de: il Lago di Caprolace, San Felice Circeo e Terracina, che si sviluppano su un substrato prevalentemente di tipo mobile.

PRATERIA 3B : "Caprolace"

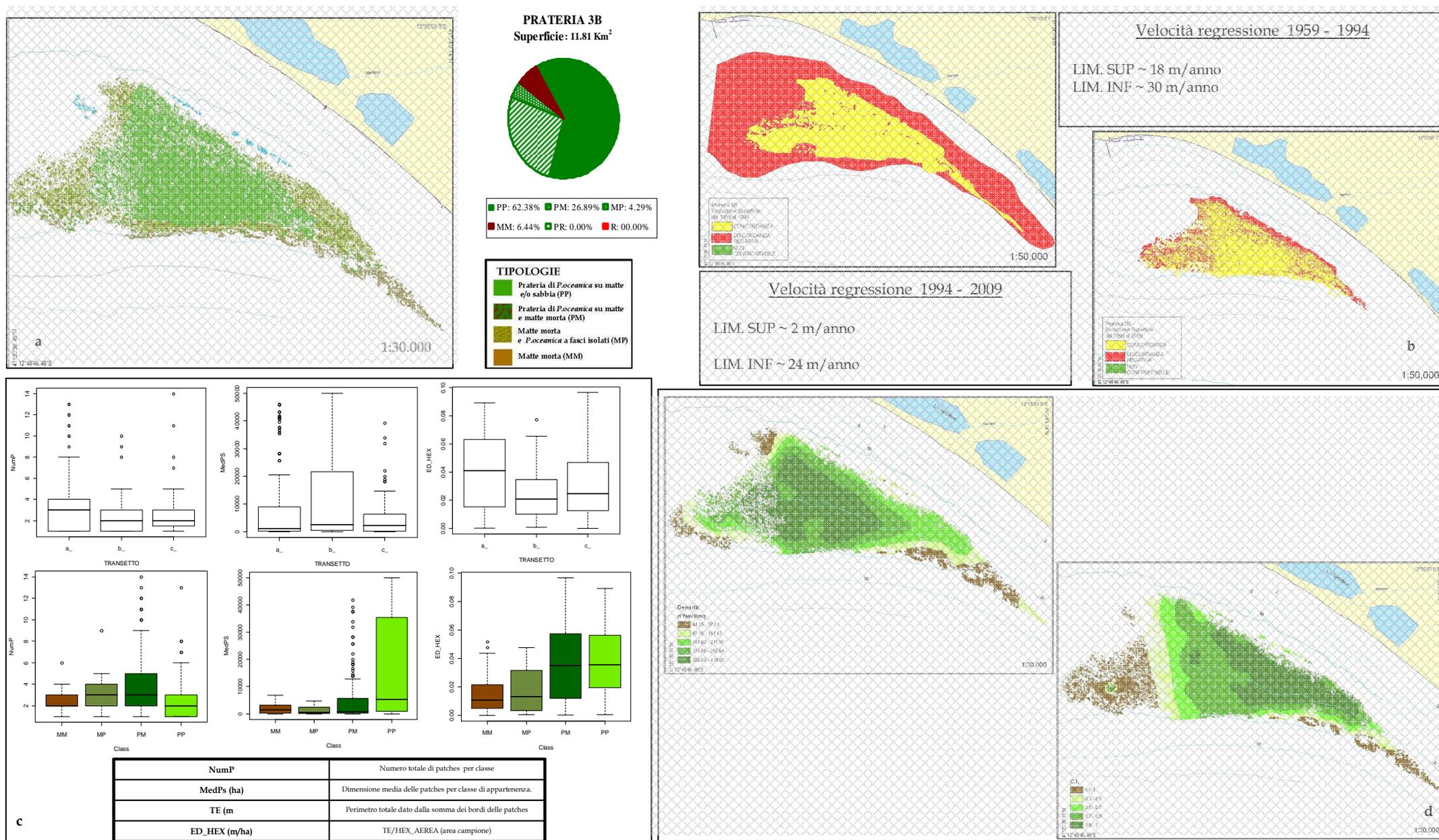


Fig. 10. a- Estensione attuale della prateria e distribuzione spaziale delle tipologie; b- Evoluzione temporale di limiti e superficie della dal 1959 al 2009; c- Dati paesaggistici rilevanti; d- Distribuzione densità/copertura

La prateria denominata "3B" si estende nel tratto di litorale antistante i laghi di Fogliano, Monaci e Caprolace, su fondali di tipo mobile. Tutte le classi di copertura sono rappresentate e sebbene la prevalente sia "*Posidonia oceanica* su matte e/o sabbia" (corrispondente a una copertura del 100%), la prateria appare molto frammentata. Tale condizione si denota soprattutto in corrispondenza dei margini laterali caratterizzati dalla presenza di *patches* molto numerose e mediamente piccole, in particolare nella zona sud ovest della prateria, mentre la parte centrale della stessa è ancora abbastanza intatta e presenta *patches* grandi di *Posidonia* su matte in buono stato di conservazione. La maggior parte delle *patches* più piccole (in corrispondenza dei margini oltre che laterali anche superiore ed inferiore) appartengono invece alle tipologie "Posidonia su matte e matte morta" e "Matte morta con fasci di *Posidonia*", ed anche dalle carte di densità e Conservation Index si evince questa condizione di degrado che dai margini si "dirige" verso l'interno.

La direzione della frammentazione è resa certa dal confronto con le cartografie storiche (Fig.10), dove si evidenzia come il processo di regressione abbia interessato inizialmente (tra il 1959 e il 1994) tutto il perimetro della prateria e in particolare il margine a Nord-Ovest e successivamente (tra il 1994 e il 2009) sia proseguito con una frammentazione dello stesso che si sta propagando verso le batimetrie maggiori e all'interno della prateria. Tale frammentazione è stata probabilmente causata dalla costruzione dell'attività della centrale nucleare di Borgo Sabotino e dalla costruzione del suo pontile. In tale occasione, la rimobilitazione di grandi quantità di sedimento può aver notevolmente ridotto la vitalità di *Posidonia oceanica* sia per insabbiamento diretto della pianta sia per la riduzione della trasparenza delle acque. Inoltre le acque di raffreddamento della centrale possono aver avuto effetti dannosi (IAEA, 2010), determinando un aumento della temperatura delle acque ed immettendo in mare composti antifouling a base di Cloro (Lardicci, 1999). È infatti nel periodo successivo alla costruzione del pontile della centrale nucleare e durante l'attività di quest'ultima (1962-1986) che si registra la regressione più consistente della parte Nord-Ovest della prateria e, al diminuire la qualità delle acque, si assiste immediatamente ad una diminuzione della densità e della copertura di *Posidonia* e ad un aumento della matte

morta. Dopo l'interruzione dell'attività della centrale, la regressione generale della prateria è notevolmente diminuita sebbene la situazione del limite laterale sud-est, in cui la regressione continua a procedere con trend elevati, rimanga comunque critica.

Per la prateria 3B quindi, tanto le metriche paesaggistiche quanto il confronto con le cartografie storiche hanno dimostrato come un processo di regressione iniziato in corrispondenza dei margini, si sia propagato verso l'interno. Tale fenomeno ha innescato il processo di perforazione della prateria, rendendola più debole e diminuendo la sua resistenza al moto ondoso (diminuisce la capacità di smorzamento delle onde da parte delle foglie) e a successivi impatti di medesima o differente natura. Inoltre, la formazione di frammenti inizialmente più grandi provocando a sua volta un locale aumento della torbidità delle acque, ha causato la risospensione del materiale fine intrappolato dalla matte. Mano a mano che il disturbo persiste e che la resistenza della prateria diminuisce, il numero di frammenti comincia ad aumentare e la densità e la copertura della Posidonia a diminuire. Infine i frammenti (che da "Posidonia su matte", saranno diventati di "Posidonia su matte e matte morta", o peggio ancora di "Matte morta con fasci di Posidonia") diventeranno sempre più piccoli, diminuendo ancora di più la loro capacità di protezione dal moto ondoso, e la frammentazione della prateria continuerà così a spostarsi verso le parti non ancora interessate. Tale processo è denominato "*attrition*" ed è lo stadio finale di un fenomeno di frammentazione del paesaggio.

Le cause di tale fenomeno sono plurime. Oltre all'immissione in mare di acque superficiali altamente inquinate dall'uso agricolo del territorio bonificato e dalla presenza dei laghi costieri con sbocco a mare, l'azione della centrale nucleare di Borgo Sabotino e l'attività della pesca a strascico illegale, hanno contribuito congiuntamente alla frammentazione della prateria.

L'elevata presenza di nitrati e fosfati nei fiumi che sfociano nell'area in esame (Rio Martino e Fosso Moscarello; AMM. PROV. 1981) derivante dall'elevata attività agricola praticata nell'entroterra (Ente Parco Nazionale del Circeo, 2010) avendo un'azione diretta sulla trasparenza delle acque e provocando l'aumento della massa epifitica delle foglie (competitori con Posidonia per la radiazione luminosa disponibile), ha provocato

danni soprattutto al margine superiore della prateria. I tassi di arretramento sono però drasticamente diminuiti dal 1994 al 2009, pertanto l'uso agricolo del suolo sebbene possa aver influenzato più o meno drasticamente la qualità delle acque tra il 1959 e il 1994, non può essere ritenuto la principale causa di regressione in questa zona. Inoltre, i laghi costieri (Fogliano, Monaci e Caprolace) attualmente sono interessati dal fenomeno dell'aumento della salinità, con evidente ingressione di acqua marina e scarsi apporti di acque dolci in mare (Ente Parco del Circeo, 2010), per cui la qualità delle loro acque non risulterebbe avere effetti negativi sulla prateria.

Dati invece tassi di arretramento del limite inferiore, le principali cause di questa zona sono da attribuire molto probabilmente all'azione della pesca a strascico illegale effettuata entro le 3 miglia nautiche (o i - 50 m di profondità), che sembra essere un'attività ancora praticata nell'area in esame. Già negli anni '80 Ardizzone evidenziava in una carta delle possibili rotte praticate da questa tipologia di pesca (provincia di Latina, 1981), come il danno meccanico generato dalle reti e dai divergenti può aver generato effetti dannosi in tutte le porzioni periferiche della prateria e soprattutto presso il limite laterale sud-est. Infatti, l'elevatissima velocità media con cui è arretrato tale margine tra il 1960 e il 2012, potrebbe essere spiegata con l'asportazione meccanica di parte della prateria e con la risospensione del sedimento derivante dall'azione sul fondo da parte degli attrezzi da pesca.

PRATERIA 3C : "Circeo"

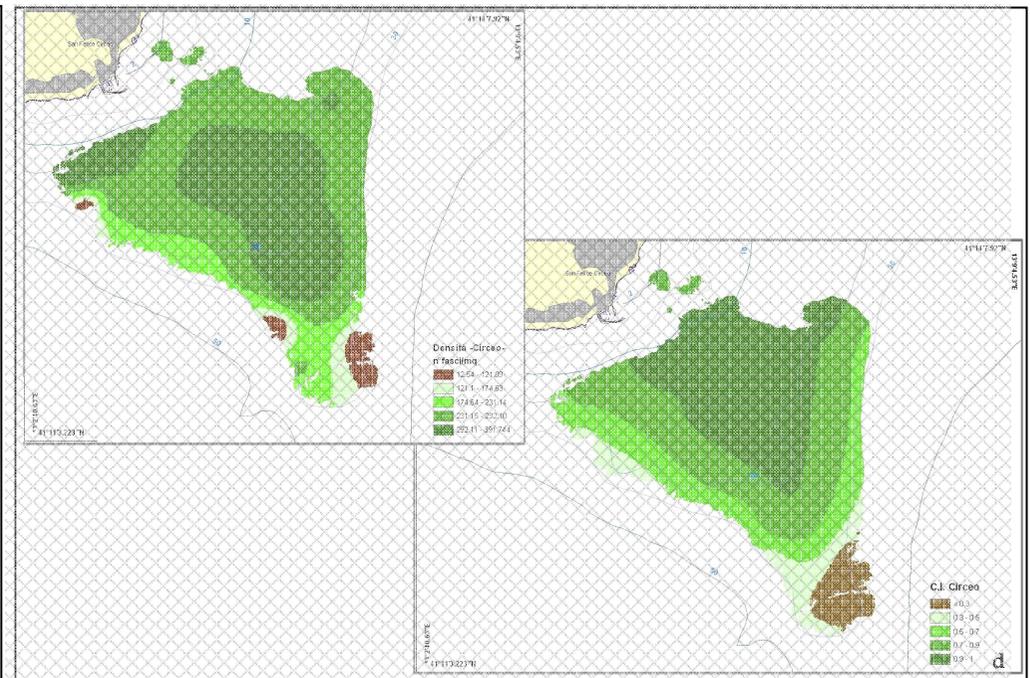
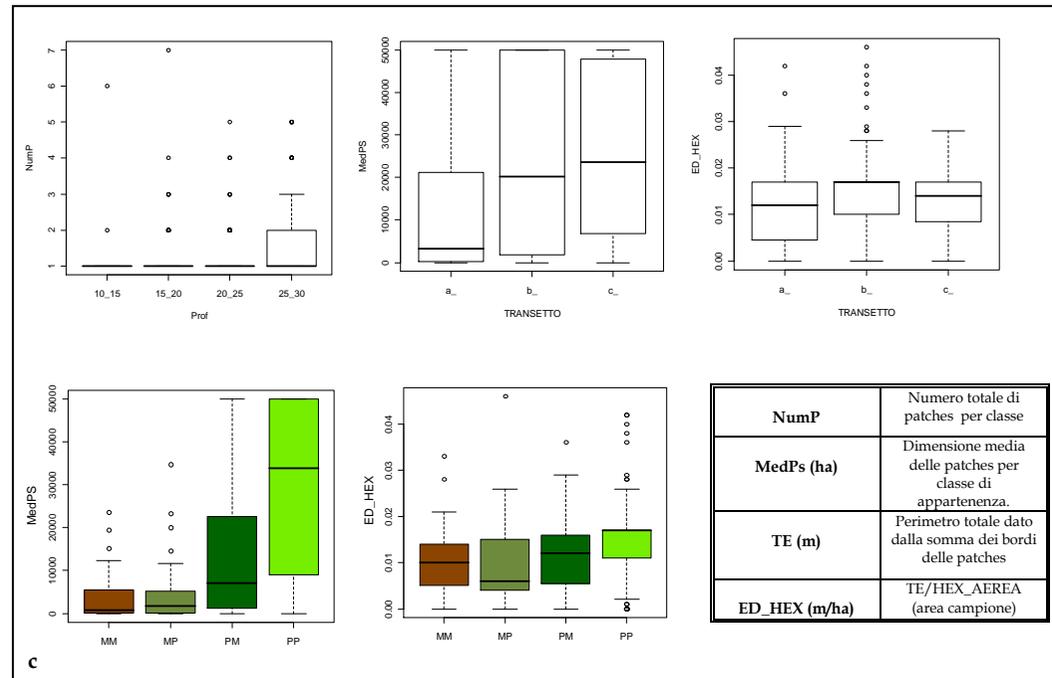
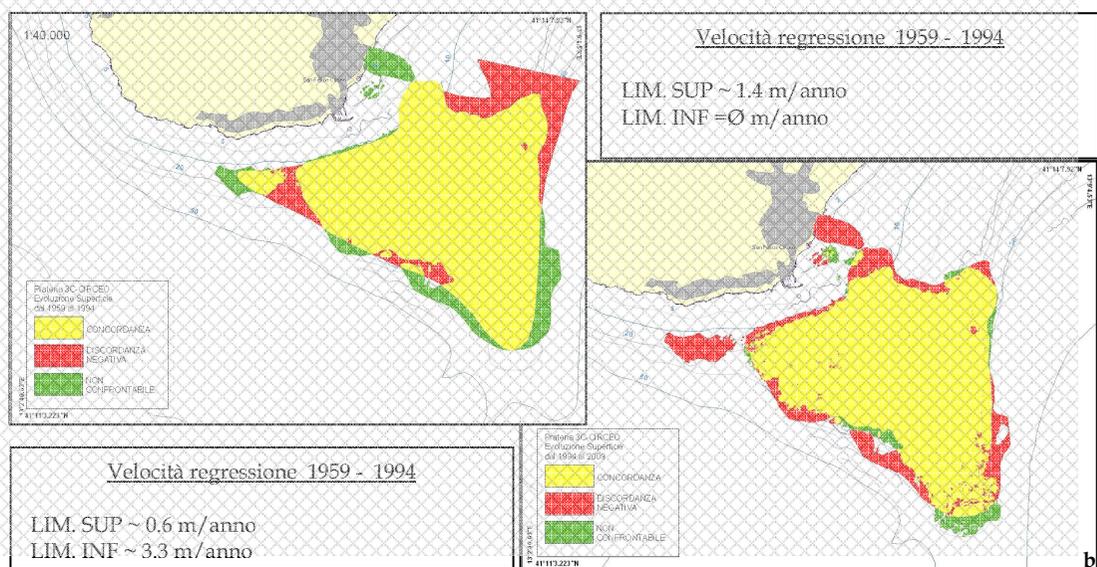
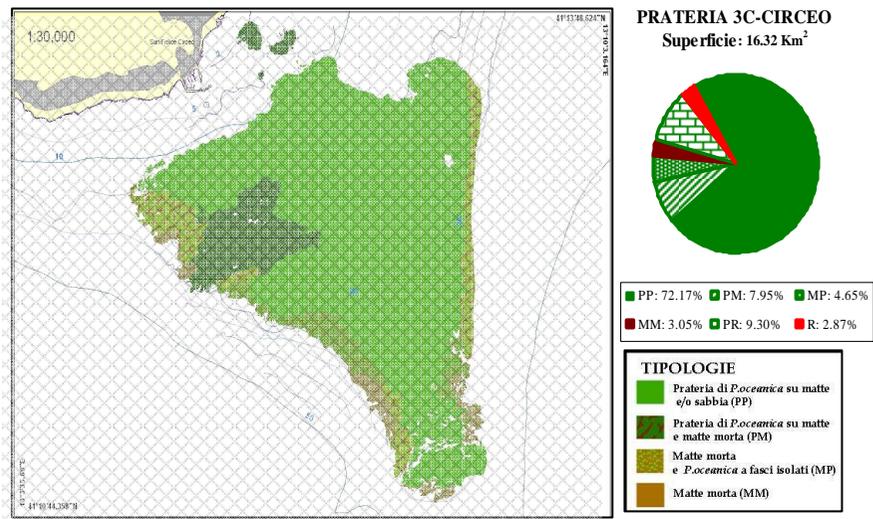


Fig.11. a- Estensione attuale della prateria e distribuzione spaziale delle tipologie; b- Evoluzione temporale di limiti e superficie della dal 1959 al 2009; c- Dati paesaggistici rilevanti; d- Distribuzione densità/copertura

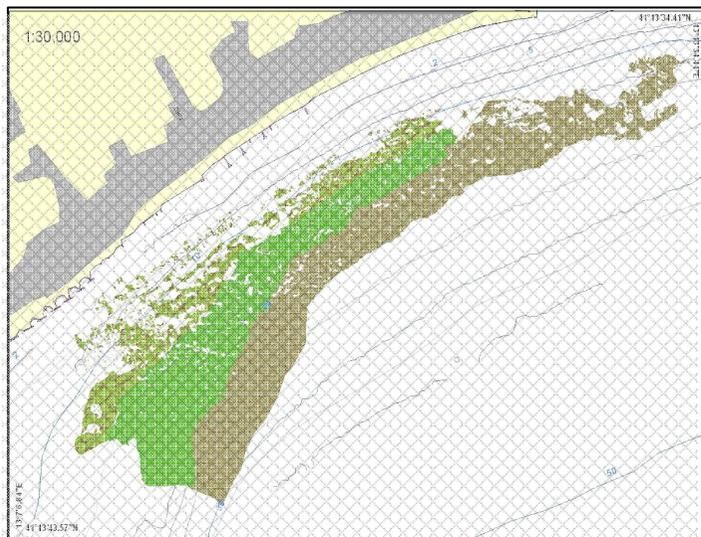
La prateria si trova in corrispondenza del promontorio calcareo a picco sul mare, la cui natura geologica e fisiografica influisce sulla dinamica costiera, sulla tipologia di costa (alta e rocciosa) e in parte anche sul clima locale nettamente, differenziato da quello delle aree bonificate adiacenti. Solo una piccola parte di litorale viene utilizzata per l'attracco di barche turistiche e da pesca (circa 42 metri, tra le più basse del litorale) e la mancata presenza di fiumi e canali rende il tratto costiero praticamente libero da limiti di balneazione.

Per questo in generale le condizioni ambientali dell'area sono mediamente buone e lo stato di conservazione della prateria è molto elevato. Essa appare solo parzialmente danneggiata in corrispondenza dei margini laterali e del limite inferiore. Quest'ultimo presenta i primi segni di una perforazione (il numero di patch è più elevato rispetto a quello del limite superiore, ma le dimensioni delle patch sono ancora mediamente elevate in tutta la prateria -Fig.11c-), probabilmente legate ad attività di pesca a strascico illegale che rasentando il margine della prateria (situato a circa 35 m di profondità) e rimescolando i sedimenti, ha con il tempo portato ad un aumento locale della torbidità delle acque. In particolare tutto il margine Nord Ovest presenta un arretramento dal 1994 per diminuzione di copertura e densità (Fig.11d) e aumento della matte morta.

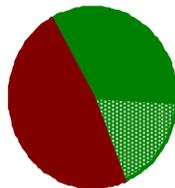
Altri fonti di disturbo possono essere legate all'alterazione del trasporto sedimentario sottocosta, legata alla costruzione in passato di barriere frangiflutti, ma in corrispondenza del promontorio queste incidono solo su 700 dei 12.200m del tratto costiero.

Tuttavia spostandosi verso Terracina il litorale negli ultimi 60 anni ha subito processi di antropizzazione sempre più forti, che hanno provocato un forte degrado della qualità delle acque costiere e una forte alterazione dell'equilibrio sedimentario della spiaggia. Ciò ha generato un arretramento delle praterie così accentuato che ha portato alla separazione della prateria in esame studio dalla contigua prateria antistante Terracina della quale di seguito verranno riassunte le condizioni di salute e la morfologia del paesaggio.

PRATERIA 3C : "Terracina"



PRATERIA 3C-TERRACINA
Superficie: 9.29 Km²



■ PP: 34.17% ■ PM: 0.00%
■ MP: 18.12% ■ MM: 47.71%
■ PR: 0.00% ■ R: 0.00%

TIPOLOGIE
■ Prateria di *Pocanica* su matte e/o sabbia (PP)
■ Prateria di *Pocanica* su matte e matte morta (PM)
■ Matte morta e *Pocanica* a fasci isolati (MP)
■ Matte morta (MM)

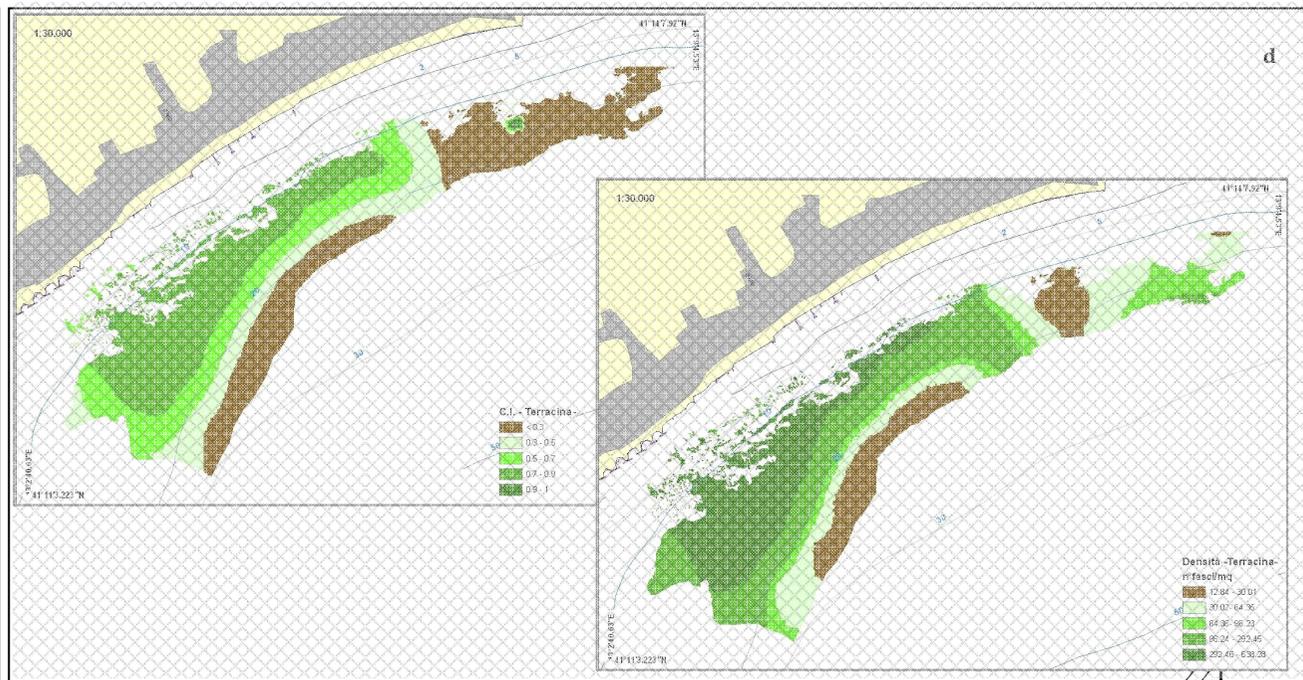
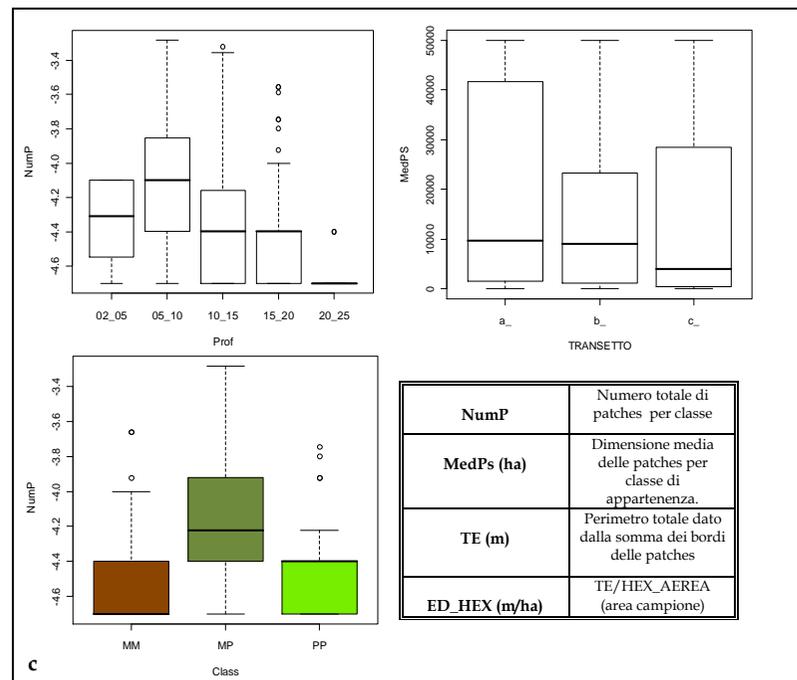
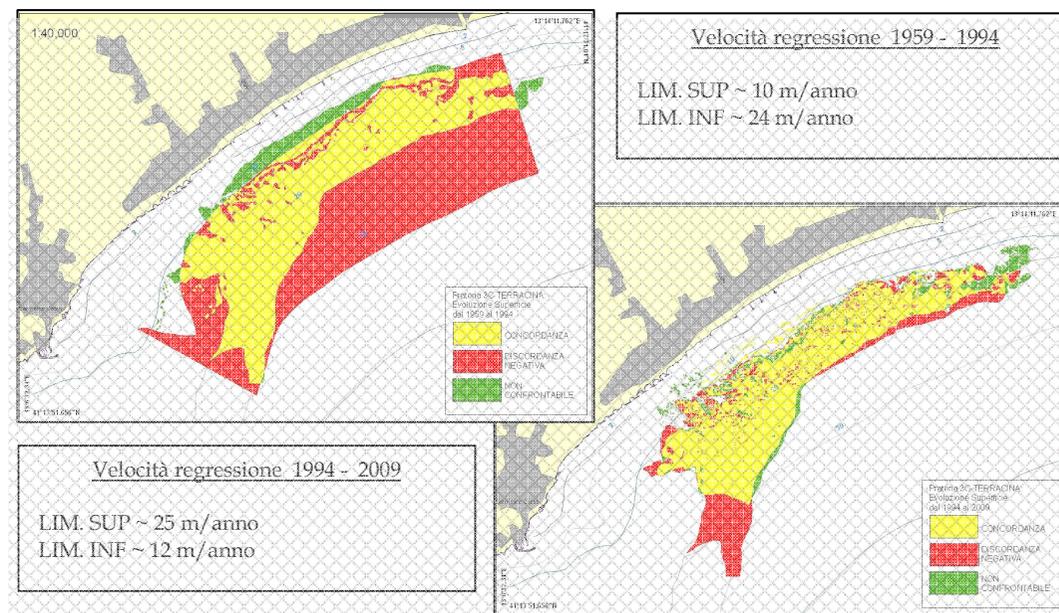


Fig.12 a- Estensione attuale della prateria e distribuzione spaziale delle tipologie; b- Evoluzione temporale di limiti e superficie della dal 1959 al 2009; c- Dati paesaggistici rilevanti; d- Distribuzione densità/copertura

Subito dopo il Promontorio del Circeo il contesto ambientale cambia drasticamente. Caratterizzato prevalentemente da coste basse e sabbiose e dalla presenza di una forte urbanizzazione lungo costa, la presenza dell'uomo ha profondamente alterato le condizioni ambientali locali. La presenza di *Posidonia oceanica* in elevato stato di degrado ne è testimone. Inoltre, l'analisi diacronica della linea di costa evidenzia una forte arretramento della stessa soprattutto nel tratto compreso tra Terracina e Fondi. Si registra dal 1994 al 2009 una variazione di oltre 7 metri, fino a raggiungere in certi punti valori elevatissimi (20 -25 metri nella zona di Fondi) in corrispondenza di zone altamente antropizzate (l'occupazione della linea di costa in queste zone è di circa il 20%).

Attualmente la prateria appare molto frammentata (soprattutto in corrispondenza del limite superiore) e caratterizzata da una cospicua presenza di matte morta lungo tutto il limite inferiore e nella parte sud est della prateria (in direzione di Fondi). In particolare alle profondità minori si registra un numero di *patches* molto elevato (che diminuisce con la profondità), ad indicare una condizione di degrado anche per il margine superiore, sebbene in corrispondenza dello stesso si registrino ancora elevati valori di copertura e modesti valori di densità (Fig.12c). Per il margine inferiore invece lo stato di degrado è testimoniato da valori di copertura e densità molto bassi anche alle minori profondità, caratterizzate da una cospicua e continua presenza di matte morta intorno alla batimetrica dei 23m.

Il confronto con le cartografie storica evidenzia come la condizione di regressione di entrambi i margini (molto accentuata per il limite inferiore) sia avvenuta principalmente tra il 1959 e il 1994. Negli anni '60 infatti la zona ha subito una forte crescita urbanistica, legata all'aumentato interesse turistico per questa zona, tanto che oggi giorno oltre alle funzioni produttive e commerciali, i centri di Terracina e Fondi hanno sviluppato un'elevata ricettività alberghiera e turistica (con circa 11.000 posti letto). L'impatto dovuto al flusso turistico ha accentuato l'inquinamento da scarichi urbani che a sua volta ha condizionato la qualità delle acque provocando un arretramento progressivo del limite inferiore.

Per il limite superiore invece, ancora una volta l'impatto principale è dovuto alla pesca a strascico sotto costa (anche in questa zona molto influente), che ne ha provocato la frammentazione. Data la dimensione media delle patch in progressiva diminuzione, il limite superiore non solo sta arretrando, ma sta inoltre diminuendo la sua protezione verso il centro della prateria (situato intorno ai 15-20 m di profondità), l'unica porzione che ancora presenti Posidonia in buone condizioni di salute.

4.3 Zona 4: Le Isole Pontine Di Ponza e Zannone

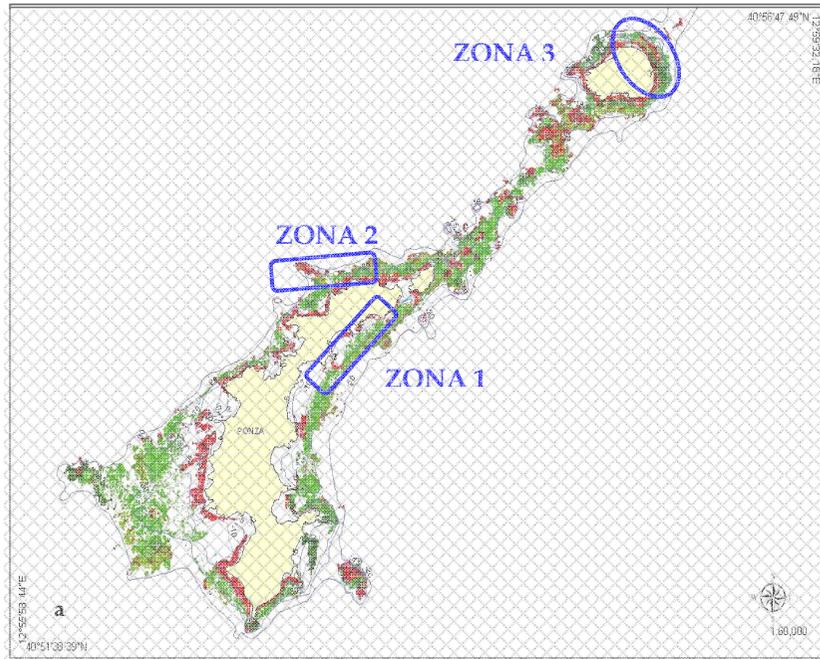
Le isole di Ponza e Zannone presentano due praterie che le circondano quasi completamente e che a loro volta sono collegate tra di loro da una prateria. Le isole sono di origine vulcanica e per quanto riguarda i fondali di Ponza, questi sono piuttosto ripidi con profondità elevate a breve distanza dalla costa, per questo la prateria che la circonda ha un'estensione piuttosto limitata. Tuttavia essa si sviluppa in maniera continua su substrati sia mobili che rocciosi, con densità e coperture sempre molto elevate fino a 30-40 m di profondità. Nei fondali di Zannone la prateria si sviluppa quasi completamente su substrato roccioso ed arriva a colonizzare i 38 di profondità.

Tale condizione è dovuta a due fattori principali:

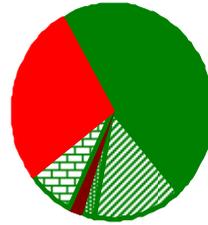
- le praterie che circondano le isole pontine si trovano in uno stato di salute e conservazione ottimale con margini inferiori che arrivano fino ad una quarantina di metri di profondità (limite massimo raggiunto nel Lazio) in quanto nessuno dei fattori di impatto fin'ora descritti per le altre praterie laziali è presente;
- il ricoprimento di *P. oceanica* è stabile da almeno 15 anni (Ardizzone, 1993) e senza rilevanti segni di modificazione, come l'aumento della presenza di matte morta.

Per questo motivo se è voluto descrivere il paesaggio, prendendo tre zone campione (Fig.13a) e calcolando per ognuna le metriche calcolate nelle altre praterie, al fine di analizzare il paesaggio una prateria non soggetta a fenomeni di regressione (Fig.13d).

ISOLE PONTINE



**PRATERIA 4A-
PONZA-ZANNONE**
Superficie: 11.70 Km²



■ PP: 46.81% ■ PM: 14.51% ■ MP: 2.35%
■ MM: 1.93% ■ PR: 7.39% ■ R: 27.01%

TIPOLOGIE

- Prateria di *Pococnicca* su matte e/o sabbia (PP)
- Prateria di *Pococnicca* su matte e matte morta (PM)
- Matte morta e *Pococnicca* a fasci isolati (MP)
- Matte morta (MM)

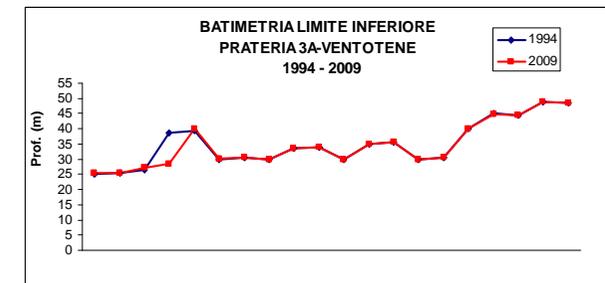
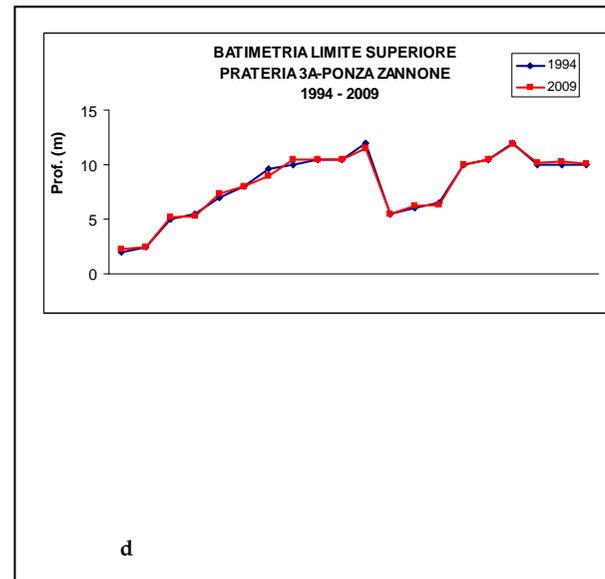
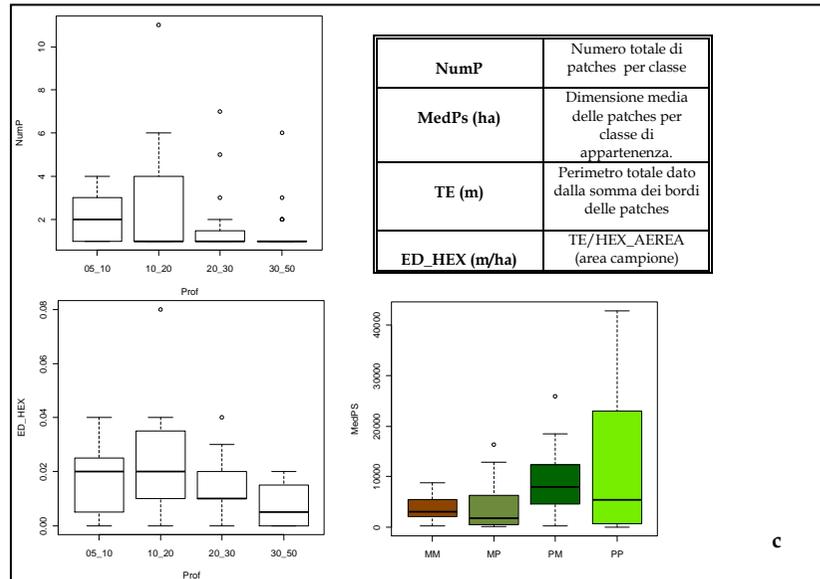
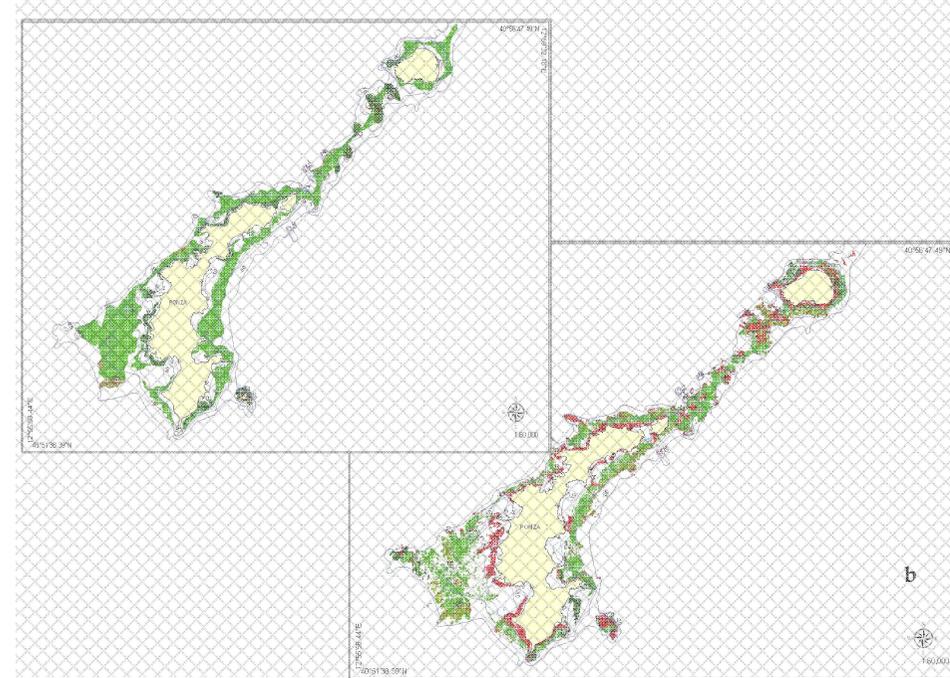


Fig.13. a- Estensione attuale della prateria e distribuzione spaziale delle tipologie; **b-** Evoluzione temporale di limiti e superficie della dal 1994 al 2009; **c-** Dati paesaggistici rilevanti; **d-** Batimetrie limiti nel 1994 e nel 2009

Ciò che si evidenzia è una tendenza quasi opposta a quanto descritto per la maggior parte delle praterie precedenti:

- 1) Il numero di *patches*, (mediamente molto basso) diminuisce all'aumentare della profondità. La frammentazione della prateria in questo caso è probabilmente legata a fattori naturali quali l'azione del moto ondoso e pertanto incide maggiormente alle basse profondità (quando le onde si infrangono sulle pareti rocciose e preservano energia anche nel momento della rifrazione) che alle profondità maggiori, dove la prateria si sviluppa rigogliosa e con continuità;
- 2) Anche il numero di bordi diminuisce all'aumentare della profondità, a confermare la presenza di praterie indisturbate che alle batimetriche maggiori si sviluppano in maniera continua e presentano poche ed estese *patches* (e pertanto la densità di bordi per superficie analizzata non può che diminuire);
- 3) Così come le altre praterie del Lazio, anche in questo caso la dimensione media delle *patches* è tanto maggiore quanto meno è presente la matite morta, ciò indica che le categorie con maggiore percentuale di *P. oceanica* viva, sono anche le meno frammentate. In questo caso la tipologia " *P. oceanica* su matite e/o sabbia " non solo è caratterizzata da *patches* molto più grandi che per le altre categorie, ma inoltre rappresenta il 46% della superficie.

Pertanto in realtà il livello di frammentazione naturale che caratterizza TUTTA la prateria, è caratterizzato comunque dalla presenza di poche *patches* e in generale confinate alle batimetriche. In ogni caso sempre *patches* grandi e rigogliose, che presentano cioè livelli di copertura e densità molto elevati.

CONCLUSIONI

La tendenza alla regressione delle Magnoliofite marine è un fenomeno riscontrato lungo la maggior parte delle coste del mondo (Walker & McCombe 1992; Marbà et al. 1996; Short & Wyllie-Echeverria 1996; Short & Coles 2001; Hemminga & Duarte 2000) e nel corso del XX secolo, le praterie di *Posidonia oceanica* hanno subito una regressione considerevole in tutto il Mediterraneo, in particolar modo vicino ai grandi centri urbani e portuali (Pérès & Picard 1975; Boudouresque & Meinsez 1982; Pérès 1984; Romero 2004; Solis-Weiss et al. 2004). Quando si studiano i cambiamenti spaziali di una prateria è spesso difficile distinguere tra effetti naturali (parametri fisici che regolano l'attività fisiologica della pianta quali temperatura, salinità, profondità, ecc...), fenomeni naturali che limitano l'attività fotosintetica (eventi geologici, meteorologici o biologici), conformazioni naturali legate alle condizioni idrodinamiche del bacino in cui la prateria si sviluppa o eventi indotti dall'attività antropica (Cunha et al., 2005; Bell et al., 2001). Inoltre spesso e antropici che agiscono in sinergia, tuttavia gli impatti antropici stanno incrementando con una rapidità che la pianta non riesce a sostenere.

La distribuzione dei cloni di *Posidonia* nel Mediterraneo, molto grandi in estensione (vari Km) ed età (diverse migliaia di anni), indica che le praterie sono il risultato di processi ecologici ed evolutivi avvenuti su lunga scala temporale. Tempi così lunghi sono in netto contrasto con gli impatti odierni, intensi e rapidi, causati direttamente o indirettamente dall'attività umana su questa specie. Le antiche praterie di *Posidonia oceanica* stanno infatti regredendo a un tasso molto più rapido rispetto a quello con cui si sono diffuse al momento della loro formazione (Sintes et al. 2006; Doyle & Doyle 1987), una situazione che le specie longeve e a lenta crescita sono difficilmente in grado di recuperare.

Alla luce del ruolo che le praterie di *P. oceanica* rivestono negli equilibri ecologici e sedimentari degli ambienti costieri, ed essendo considerate tra gli habitat prioritari dell'allegato I della direttiva CEE 43 del 1992, la loro gestione è un obiettivo che nel tempo sta acquisendo sempre più importanza (Kuo et al., 1996).

Per questo, al fine di implementare tali tecniche di gestione, diventa necessario uno studio che analizzi le dinamiche che interessano una prateria in seguito ad un impatto di tipo antropico (Leriche et., *al*, 2006) oppure naturale.

La cartografia bentonica ha una lunga tradizione in Mediterraneo, lo studio di una cartografia di base che descriva le attuali condizioni di salute di una prateria di *Posidonia oceanica* e la raccolta di serie storiche di riferimento, sono da tempo considerate il punto di partenza di una corretta gestione di questi ecosistemi (Morri e Bianchi, 2011); così come sono presenti moltissimi studi che prevedono l'utilizzo di descrittori quali la densità fogliare, la copertura o lo scalzamento dei rizomi e ne analizzano le variazioni batimentriche sotto l'influenza di disturbi antropici quali ancoraggio o inquinamento generalizzato (Piazzi et al., 1999). La maggior parte di questi studi oggi prevedono l'utilizzo dei Sistemi informativi Geografici per la creazione delle cartografie e la gestione di più tipologie di dati contemporaneamente, nonché per la georeferenziazione e mappatura di molti di essi (Douven et al., 2003).

Attraverso tali strumentazioni sono state approfondite le ricerche e gli studi riguardo la posizione e la conformazione dei margini delle praterie (Vacchi et al., 2010) data la forte influenza che le caratteristiche ambientali e le correnti locali hanno su di essi (Montefalcone, 2009); e recentemente grazie al dettaglio delle rappresentazioni cartografiche che si ottengono con questi dispositivi, è stata studiata l'influenza dell'attività antropica sulla conformazione dei paesaggi a *P.oceanica*.

Nonostante gli studi presenti in letteratura abbiano fin'ora analizzato separatamente i vari aspetti elencati, ognuno di essi ha dimostrato come la crescente pressione antropica sulle zone costiere degli ultimi secoli (UNEP/GPA, 2006) abbia amplificato il processo di frammentazione degli habitat costieri (Montefalcone, 2010), tant'è che si sta valutando la possibilità di incrementare un modello predittivo per la definizione dell'estensione e conformazione delle praterie in relazione alla variazione di parametri ambientali e antropici insistenti su di esse (MEDISEH, 2012).

La ricerca condotta nel presente progetto di Dottorato ha previsto l'utilizzo **congiunto** di più metodologie d'analisi per studiare i processi di regressione e frammentazione che interessano le praterie di *Posidonia oceanica* del Lazio e descrivere il loro attuale stato di salute.

I risultati ottenuti dimostrano che ognuna di queste analisi (analisi diacronica delle cartografie e valutazione della regressione dei margini, analisi dei valori di copertura e densità, studio della conformazione del paesaggio attuale) apporta un'informazione differente sullo stato di salute di una prateria e attraverso una valutazione congiunta dei loro risultati, è possibile comprendere le dinamiche temporali che hanno interessato una prateria ed indicare a che punto della sua evoluzione essa si trovi.

Confrontando le tre macroaree analizzate si osserva che le praterie del Lazio settentrionale sono caratterizzate da un arretramento del limite inferiore dovuto probabilmente all'alterazione degli apporti fluviali. Quest'area è infatti interessata da un forte uso agricolo del suolo che ha determinato l'alterazione degli apporti fluviali a mare e conseguentemente del bilancio sedimentazione/erosione, stimato intorno -0.24 m per anno, un valore decisamente inferiore rispetto a quelli rilevati nell'area di Ostia (-0.87 m per anno) e di Terracina/Fondi (-1.28 m per anno). Tale condizione ha provocato probabilmente la frammentazione delle praterie che come si osserva dalle cartografie, è concentrata principalmente lungo i margini laterali in prossimità delle foci dei fiumi, in particolar modo per la prateria antistante Montalto di Castro.

Per le praterie del Lazio meridionale invece sebbene presentino valori di copertura e densità più elevati, si individua un deterioramento ed una frammentazione dei margini superiore ed inferiore (sebbene a diversi stadi a seconda della prateria in esame). Per quanto anche qui si riscontrino problematiche comuni al tratto di litorale compreso tra Montalto di Castro e Tarquinia (70% del territorio caratterizzato da un uso agricolo del suolo) e si assista anche in questo caso a fenomeni di inquinamento dei corsi d'acqua superficiali, la regressione delle praterie di *P.oceanica* è imputabile in larga parte a fenomeni di pesca a strascico sottocosta (che da anni viene segnalata in queste

aree come intensiva -Ardizzone e Belluscio, 1996) e solo in minima parte alla regimazione dei corsi d'acqua a seguito della bonifica della Pianura Pontina.

Ciò che si osserva in entrambe le zone è che all'aumentare il numero di *patches* progressivamente diminuiscono le loro dimensioni così come la densità e la copertura registrate e come *patches* di *P.oceanica* su matte o di *P.oceanica* e matte morta, vengono sostituite da *patches* di *P.oceanica* a fasci isolati o di matte morta.

Infine le praterie delle Isole Pontine presentano una condizione di salute ottimale (i valori di copertura e densità sono sempre molto elevati anche in corrispondenza delle profondità maggiori), non si registrano fenomeni di regressione dei limiti e la frammentazione osservata è sicuramente condizionata dall'idrodinamismo. Le *patches* infatti sono grandi e rigogliose (non presentano matte morta) e differenza delle altre praterie, diminuiscono all'aumentare della profondità. Mano a mano che si va verso le batimetrie maggiori infatti la prateria diventa più continua e compatta, ad indicare una condizione di trasparenza delle acque molto elevata.

Si conferma pertanto che l'importanza ormai ampiamente riconosciuta delle praterie di *Posidonia oceanica* come indicatore dello stato di salute dell'ambiente costiero in Mediterraneo (Bouderesque et. al, 2001), rende necessaria la conoscenza accurata delle loro distribuzione e delle eventuali fonti di disturbo a cui possono essere soggette. Ciò costituisce lo strumento di partenza per tutte le iniziative finalizzate alla tutela dell'ambiente marino (Diviacco, 2001), in vista di una costante crescita dell'attività antropica costiera che, come molti studi dimostrano, è una delle maggiori cause di regressione delle praterie del Mediterraneo.

Dato l'attuale tasso di perdita delle praterie, sono sempre più urgenti azioni di conservazione e salvaguardia di questo ambiente che rappresenta un patrimonio inestimabile nell'ambito delle zone costiere.

BIOBLOGRAFIA

ABSTRACT

ALCOVERRO T., MANZANERA M., ROMERO J. (2001). *Annual metabolic carbon balance of the seagrass Posidonia oceanica: the importance of carbohydrate reserves*. Marine Ecology Progress Series 211, 105-116.

ARDIZZONE G.D., PELUSI P. (1984). *Yield and damage evaluation of bottom trawling on Posidonier meadows*. In: Bourdouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Oliver J., (Eds.), International Workshop Posidonia oceanica Beds, 1, 63-72.

ARDIZZONE G.D., TUCCI P., SOMASCHINI A., BELLUSCIO A. (2000) *Is bottom trawling responsible for the regression of Posidonia oceanica meadows in the Mediterranean Sea?* In: Kaiser M.J., Groot de S.J. (Eds), Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats. Blackwell Science, Oxford, UK: 37-46.

BALESTRI E., BENEDETTI CECCHI L., LARDICCI C. (2004) *Variability in patterns of growth and morphology of Posidonia oceanica exposed to urban and industrial wastes: contrasts with two reference locations*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 308, 1-21.

BELL S.S., HICKS G.R.F. (1991). *Marine landscapes and faunal recruitment a field test with seagrasses and copepods*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 73, pp: 61-68.

BEN ALAYA H. (1972). *Répartition et conditions d'installation de Posidonia oceanica Delile et Cymodocea nodosa Ascherson dans le golfe de Tunis*. Bulletin de l'Institut océanographique et des Pêches de Salammbô 2, 331-416.

BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A. (1983). *L'herbier à Posidonia oceanica en Méditerranée: les interactions entre la plante et le sédiment*. Journal de Recherches océanographiques 8, 99-122.

BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., CADIOU G., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., RICO-RAIMONDINO V. (2000). *A monitoring network based on the seagrass Posidonia oceanica in the Northwestern Mediterranean sea*. Biol. Mar. Medit. 7 (2) pp: 328-331.

BOUDOURESQUE C.F. (2004) *Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities*. Scientific Report of Port-Cros national Park, 20, 97-146.

BOURCIER M. (1989) *Régression des herbiers à Posidonia oceanica (L.) Delile à l'Est de Marseille, sous l'action onjuguée des activités humaines et des modifications climatiques*. In: Bourdouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (Eds), Second International Workshop on Posidonia oceanica beds 2. GIS Posidonie Publ., France: 287-292.

COSTANZA R., ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R.V., PARUELO J., RASKIN R.G., SUTTON P., VAN DEN BELT M. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature 387, 253–260.

DE LA TORRE-CASTRO M, RONNBACK P (2004) *Links between humans and seagrasses – an example from tropical East Africa*. Ocean & Coastal Management 47, pp:361–387.

DELGADO O., GRAU A., POU S., RIERA F., MASSUTI C., ZABALA M., BALLESTEROS E. (1997) *Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean)*. Oceanologica Acta, 20, 557–563.

DELGADO O., RUIZ J.M., PE´REZ M., ROMERO J., BALLESTEROS E. (1999) *Effects of fish farming on seagrass (Posidonia oceanica) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation*. Oceanologica Acta, 22(1), 109–117.

DUARTE C. M., (2002). *The future of seagass meadow*. Enviromental Conservation, 29 (2),192-196.

DUARTE CM, MIDDELBURG J, CARACO N (2005) *Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle*. Biogeosciences 2:1– 8.

DUFFY JE (2006) *Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems*. Mar Ecol Prog Ser 311:233–250.

FODEN, J., BRAZIER, D.P. (2007). *Angiosperms (seagrass) within the EU water framework directive: a UK perspective*. Marine Pollution Bulletin 55, 181–195.

FOURQUREAN, J.W., CAI, Y. (2001). *Arsenic and phosphorus in seagrass leaves from the Gulf of Mexico*. Aquat. Bot. 71 (4) pp: 247–258.

FRANCOUR P., GANTEAUME A., POULAIN M. (1999) *Effects of boat anchoring in Posidonia oceanica seagrass beds in the Port- Cros national Park (north-western Mediterranean Sea)*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 9, 391–400.

JORGE L.A.B., GARCIA G.J. (1997). *A study of habitat fragmentation in South eastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS)*. For. Ecol. Mang. 98, pp: 35-47.

GARCIA-CHARTON J.A., BAYLE J.T., SA´NCHEZ-LIZASO J.L., CHIESA P., LLAURADO` C., PE´REZ C., DJIAN H. (1993) *Respuesta de la pradera de Posidonia oceanica y su ictiofauna asociada al anclaje de embarcaciones en el parque Nacional de Port Cros, Francia*. Publication Especial del Instituto Espanol de Oceanografia, 11, 423–430.

- KOCH E.W., ACKERMAN J.D., VERDUIN J., VAN KEULEN M. (2006). *Fluid dynamics in seagrass ecology e from molecules to ecosystems*. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, pp. 193-225.
- LINTON D.M., WARNER G.F. (2003). *Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management*. *Ocean Coast. Manag.* 46 (3-4), 261-276.
- LORD M.J., NORTON D.A. (1990). *Scale and the spatial concept of fragmentation..* *Cons. Biol.* 4, pp: 197-202.
- MCGLATHERY KJ, SUNDBÄCK K, ANDERSON IC (2007) *Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: The role of plants in the coastal filter*. *Mar Ecol Prog Ser* 348, pp:1-18.
- MEINESZ A., LEFEVRE J.R., ASTIER J.M. (1991). *Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southeastern Mediterranean schore of continental France*. *Marine Pollution Bulletin* 23, 343-347.
- MOLINIER R., PICARD J. (1952). *Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français*. *Annales de l'Institut Océanographique*, Paris 27 (3) pp: 157-234.
- MONTEFALCONE M. (2009). *Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica: A review*. *Ecological Indicators*, Volume 9, Issue 4, July 2009, Pages 595-604.
- OPDAM P., VAN APELDOORN R., SCHOTMAN A., HALKHOVEN J. (1993). *Population responses to fragmentation*. In "Landscape Ecology of a Stressed Enviroment" (Eds C.C Vos and Opdam.) pp: 147-171.
- ORTH RJ, ET AL. (2006) *A global crisis for seagrass ecosystems*. *Bioscience* 56, pp:987-996.
- PASQUALINI V., PERGENT.MARTINI C., CLABAUT P., PERGENT G. (1998). *Mapping of Posidonia oceanica using aerial photographs and side scan sonar : Application of the island of Corsica (France)*. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 47 (3), 359-367.
- PÉRÈS J.M. & J. PICARD (1975). *Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de Posidonia oceanica sur les côtes françaises de la Méditerranée*. *Aquat. Bot.*, 1 (2): 133-139.
- PERGENT G. & C. PERGENT-MARTINI (1995). *Indicateurs biologiques : Posidonies*. In: *Etat des connaissances opérationnelles sur la contamination et les indicateurs de pollution chimique toxique du milieu marin. Résumé des contributions*. IARE publ.: 123-135.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G. (2000). *Are marine phanerogams a valuable tool in the evaluation of marine trace-metal ontamination: example of the Mediterranean sea?* *Int. J. Environ. Pollut.* 13 (1-6), 126-147.

- REED R.A., JOHNSON-BARNARD J., BAKER W. (1996). Fragmentation of a forested rocky mountain landscape, 1950.-1993. *Biol. Cons.* 75, pp: 267-277.
- ROMERO J, LEE K-S, PÉREZ M, MATEO MA, ALCOVERRO T (2006) in *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, eds Larkum WD, Orth RJ, Duarte CM (Springer, Dordrecht, The Netherlands), pp: 227-254.
- RUIZ J.M., ROMERO O.J. (2001). *Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 215, 107-120.
- SANCHEZ-LIZASO J.L., GUILLÉN J.E., RAMOS A. (1990) *The regression of Posidonia oceanica meadows in El Campello (Spain)*. *Rapports et Procés-Verbaux des Réunions de la Commission internationale pour l'Exploration scientifique de la Méditerranée*, 32, 7.
- Sanchez-Jerez B., Ramon-Esplà A.A. (1996) *Detection of environmental impacts by bottom trawling on Posidonia oceanica (L.) Delile meadows: sensitivity of fish and macrobenthic communities*. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 5, 239-253.
- SAUNDERS D.A., HOBBS R. J., MARGULES C.R. (1991). *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*. *Cons. Biol.* 5, pp: 18-32.
- SAURA S. (2002). *Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition*. *Interan. Jou. Remot. Sens.* 23, pp: 4853-4880.
- SHORT F.T., WYLLIE-ECHEVERRIA S. (1996). *Natural and human induced disturbance of seagrasses*. *Environ. Conserv.* 23 (1), 17-27.
- TRZCINSKI M.K., FAHRING L., MERRIAM G. (1999). *Indipendent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds*. *Ecol. Appl.* 9, pp: 586-593.
- TURNER M.G. (1993). *Landscape ecology: the effect of pattern on process*. *Ann. Rew. Ecol. System.* 20, pp: 171-197.
- WATSON R.A., COLES R.G., LEE LONG W.J. (1993) *Simulation estimates of annual yield and landed value for commercial penaeid prawns from a tropical seagrass habitat*. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 44, pp:211-219.
- YAMAMURO M., KAYANNE H., YAMANO H. (2003). *$\delta^{15}N$ of seagrass leaves for monitoring anthropogenic nutrient increases in coral reef ecosystems*. *Mar. Pollut. Bull.* 46 (4), 452-458.

CAPITOLO 1

AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI LATINA (1981). Un'analisi preliminare dell'ecosistema marino costiero in vista della creazione di una zona di ripopolamento mediante barriere artificiali (Torre Astura - Caprolace), 65 pp.

AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI LATINA (1982). Studio dell'ecosistema marino compreso tra Capo Circeo e Terracina in vista di iniziative in favore della pesca locale, 79 pp.

AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI LATINA (1985). Studio dell'ecosistema marino compreso tra Torre Viola e il Garigliano (Golfo di Gaeta) in vista di iniziative in favore della pesca locale.

ARDIZZONE G.D. e A. MIGLIUOLO (1982). *Modificazioni di una prateria di Posidonia oceanica (L.) Delile del medio Tirreno sottoposta ad attività di pesca a strascico*. Naturalista Siciliano, S.IV, VI (suppl.): 509-515.

ARDIZZONE G.D., PELUSI P. (1984). *Yield and damage evaluation of bottom trawling on Posidonier meadows*. In: Bourdouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Oliver J., (Eds.), International Workshop Posidonia oceanica Beds, **1**, 63-72.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A. (1992) *Cartografia delle praterie di Posidonia oceanica lungo le coste laziali*. Oebalia. Vol. XVII - 2, suppl.: 539.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A. (1996). *Le praterie di Posidonia oceanica delle coste laziali*. In "Il mare del Lazio. Indagini e studi sul Mar Tirreno prospiciente le coste della regione Lazio". Convenzione Regione Lazio. Università degli studi di Roma "La Sapienza" pp: 194-217.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., MAIORANO L. (2006). *Long-term change in the structure of a Posidonia oceanica landscape and its reference for a monitoring plan*. Marine Ecology **27**, 299-309.

ARDIZZONE G.D. (1991) *Cartografia bentonica con sistemi video controllati a distanza*. Oebalia, XVII (Suppl), 421-452.

ASTIER J.M. (1984). *Impact des aménagements littoraux de la rade de Toulon, liés aux techniques d'endiguage, sur les herbiers à Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. & J.Olivier (Eds.) International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ., 1: 255-259.

AUGIER H., GILLES G., RAMONDA G. (1984). *L'herbier de Posidonia oceanica et la pollution par le mercure sur le littoral des Bouches-du-Rhône et du Var (France)*. Bourdouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Oliver J., (Eds.), International Workshop Posidonia oceanica Beds, **1**, 399-406.

BAY D. (1978). Etude "in situ" de la production primaire d'un herbier de Posidonies (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) de la baie de Calvi-Corse. These Fac. Sci., Univ. De Liège, 1-251.

BALESTRI E., PIAZZI L., CINELLI F. (1998). *Survival and growth of transplanted and natural seedlings of Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental and Marine Biology and Ecology*, **228**, 209-225.

BALESTRI E., BERTINI S. (2003). *Growth and development of Posidonia oceanica seedlings treated with plant growth regulators: possible implications for meadow restoration*. *Aquatic Botany* 76, 291-297.

BIANCHI C.N., PEIRANO, A. (1995). Atlante delle fanerogame marine della Liguria: *Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia, p. 146.

BELL S.S, FONSECA M.S., STAFFORD N.B. (2006). *Seagrass Ecology: New Contributions from a Landscape Perspective*. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, pp 625-645.

BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A. (1984). *Erosion sous-marines des herbiers à Posidonia oceanica (Méditerranée)*. In Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac, 148.

BOUDOURESQUE C. F., CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L., RICHARD M. (1981). *Algal undergrowth of Posidonia oceanica beds in the Gulf of Naples: floristic study*. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 27, 2.

BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A. (1982). *Découverte de l'herbier de Posidonie*. *Cah. Parc nation. Port-Cros, Fr.*, **4**, 1-79.

BOUDOURESQUE, C.F., JEUDY DE GRISSAC, A. (1983). *Posidonia oceanica* in the Mediterranean: interactions between the plant and the sediment. *Journal de Recherche Oceanographique* 8, 99-122.

BOUDOURESQUE C. F., JEUDY DE GRISSAC A., OLIVIER J. (1984). *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *GIS Posidonie publ.*, Fr., 1, 1-454.

BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., CADIOU G., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., RICO-RAIMONDINO V. (2000). *A monitoring network based on the seagrass Posidonia oceanica in the northwestern Mediterranean Sea*. *Biol. mar. mediterr.*, 7(2): 328-331.

BOUDOURESQUE C.F., BERNARD, G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ, A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L. (2006). *Prèservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. RaMoGe Publication, Monaco, p. 202.

BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L. (2008). *Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. RAMOGE. 202 pp.

BOUDOURESQUE C.F., GUILLAUME BERNARD G., PERGENT G., SHILI A., VERLAQUE M. (2009) *Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review*. Bot. Mar. 52, pp: 395–418.

BOND W. (2001). *Keystone species – Hunting the snark?* Science, 292: 63-64.

BUIA M.C., CORMACI M., FURNARI G., MAZZELLA L. (1985). *Osservazioni sulla struttura delle praterie di Posidonia oceanica (L.) Delile di Capo Passero (Siracusa) e studio della macroflora epifita delle foglie*. Boll. Acc. Gioenia Sci. Naturalista Italiano, **18** (326), 463-484.

BUIA M.C., ZUPO V., MAZZELLA L. (1992). *Primary production and growth dynamics in Posidonia oceanica*. P.S.Z.N. I: Marine Ecology, **13** (1), 2-16.

BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., DAPPIANO M., ZUPO V. (2003). *Aggiornamento sulla distribuzione e sullo stato ambientale dei sistemi a fanerogame marine (Posidonia oceanica e Cymodocea nodosa) delle isole flegree*. In: Gambi M.C, De Lauro M., Jannuzzi F. (eds). *Ambiente marino costiero e territorio delle isole Flegree*. Liguori Editore, Napoli: 163-186.

BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M. (2004). *Seagrass systems*. Biologia Marina Mediterranea 10 (Suppl.), 133–183.

BUIA M.C., SILVESTRE F., IACONO G., TIBERTI L., (2005). *Identificazione delle biocenosi di maggior pregio ambientale al fine della classificazione della qualità delle acque costiere*. In: Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all'applicazione del decreto legislativo 152/99. APAT, Roma, 269–303

CAYE G. (1980). *Sur la morphogénèse et le cycle végétatif de Posidonia oceanica (L.) Delile*. Thèse Doct., Univ. Aix-Marseille **2**, Fr.: 1-121.

CAYE G., MEISNEZ A. (1984). *Observations sur la floraison et la fructification de Posidonia oceanica dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud*. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., Fr., **1**, 193-201.

CANCEMI G., DE FALCO G., PERGENT G. (2003). *Effects of organic matter input from a fish farming facility on a Posidonia oceanica meadow*. Estuar. Coast. Shelf Sci. 56: 961–969.

- CARLSON A, HARTMAN G. (2001). *Tropical forest fragmentation and nest predation – an experimental study in an Eastern Arc montane forest, Tanzania*. *Biodivers. Conserv.* 10:1077–85.
- CEBRIÁN J., ENRÌQUEZ S., FORTES M., AGAWIN N., VERMAAT E., DUARTE C.M. (1999). *Epiphyte Accrual on Posidonia oceanica (L.) Delile Leaves: Implications for Light Absorption*. *Botanica Marina*, 42, 123-128.
- CECCHERELLI G., CAMPO D. (2002). *Valutazione sperimentale dell'effetto dell'ancoraggio su Posidonia oceanica L. (Delile)*. *Biologia Marina Mediterranea*, 9 (1), 672-673.
- CECCHERELLI G., CAMPO D., MILAZZO M. (2007). *Short-term response of the slow growing seagrass Posidonia oceanica to simulated anchor impact*. *Marine Environmental Research* 63, 341–349.
- CHARBONNEL E. (1993). *Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var, France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation*. Ifremer & GIS Posidonie publ.: 1-36 + 3 cartes h.t.
- CINELLI F., PARDI G., PAPI I. (1995). *Biologia della pianta. La Posidonia oceanica, supp.* *Rivista Marittima Italiana*, 17-20.
- COPPA S., GUALA I., DE LUCIA G.A., MASSARO G., BRESSAN M. (2010.) *Density and distribution patterns of the endangered species Pinna nobilis within a Posidonia oceanica meadow in the Gulf of Oristano (Italy)*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1 - 10.
- COSTANZA R., ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. *Nature*, 387, 253– 260.
- DEN HARTOG C. (1970). *The seagrass of the world*. *Verh. Kon. Ned. Akad. Wetensch. afd. Naturk. ser. II*. 59 (1) 275 pp.
- DIVIACCO G., SPADA E. , C. VIRNO LAMBERTI (2001). *Le Fanerogame marine del Lazio. Descrizione e cartografia delle praterie di Posidonia oceanica e dei prati di Cymodocea nodosa*. *Quaderno ICRAM*: 113 pp.
- DONOVAN T.M., JONES P.W., ANNAND E.M., THOMPSON III F.R. (1997). *Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context*. *Ecology* 78: 2064–2075.
- DUARTE C. M., (2002). *The future of seagass meadow*. *Enviromental Conservation*, 29 (2),192-196.
- FARINA A. (2001) *Ecologia del paesaggio. Principi, metodi ed applicazioni*. UTET, Milano (MI), Italy.

- FRANCOUR P. (1997). *Fish assemblages of Posidonia oceanica beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long-term fluctuations by visual census*. P. S. Z. N. I. Marine Ecology, **13**, 17-40.
- FREDJ G., BELLAN-SANTINI D., MEINARDI M. (1992). *Etat des connaissances sur la faune marine méditerranéenne*. Bulletin of the Institute of Océanography Monaco, num. spécial 9, 133-145.
- FODEN, J., BRAZIER, D.P. (2007). *Angiosperms (seagrass) within the EU water framework directive: a UK perspective*. Marine Pollution Bulletin 55, 181-195.
- FORMAN R.T.T., GORDON M. (1986). *Landscape ecology*. New York: Wiley.
- FORMAN R.T.T. (1995) *Some general principles of landscape and regional ecology*. Land.Ecol. Volume 10, Number 3: 133-142.
- FUSCO N. (1959). Il fondo del mare dal promontorio dell'Argentario a Fiumicino con annessa carta da pesca n°1. Ministero della Marina Mercantile, Direzione generale della pesca marittima.
- FUSCO N. (1960). Il fondo del mare da Fiumicino a Capo Circeo con annessa carta da pesca n°2. Ministero della Marina Mercantile, Direzione generale della pesca marittima.
- FUSCO N. (1961). Il fondo del mare dal promontorio da Capo Circeo a Capo Miseno con annessa carta da pesca n°3. Ministero della Marina Mercantile, Direzione generale della pesca marittima.
- GARDNER R.H., O'NEILL R.V. (1991). *Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis*. Ecological Studies, 82: 289-307 .
- GACIA E., DUARTE C.M. (2001). *Sediment retention by a Mediterranean Posidonia oceanica meadow: the balance between deposition and resuspension* - Est. Coast. Shelf Sci. 52: pp. 505-514.
- GONZALEZ-CORREA J.M., BAYLE-SEMPERE J.T., SANCHEZ-LIZASO J.L., VALLE C., SANCHEZ-JEREZ P., RUIZ. J.M. (2005). *Recovery of deep Posidonia oceanica meadows degraded by trawling*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 320: 65-76.
- GRECO E. , GIRVETZ E. H., STEVEN (2007). *How to define a patch: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat patches*. Land. Ecol (2007) Vol 22(8):1131-1142.
- GREEN E.P., SHORT F.T. (2003). *World Atlas of Seagrasses*. University of California (eds). Berkeley, USA. 298 pp.

- GIRAUD G. (1977). *Contribution à la description et à la phenologie quantitative des herbiers de Posidonia oceanica (L.) Delile*. Doctorat de spécialité en oceanologie, Université Aix-Marseille II, Fac. Des Sciences de Lumy, Marseille, 1-50.
- GROBER-DUNSMORE R., FRAZER T.K, BEETS J.P, LINDBERG W.J, ZWICK P., FUNICELLI N.A (2008). *Influence of landscape structure on reef fish assemblages*. Land Ecol 23:37-53.
- GUIDETTI P., FABIANO M. (2000). *The use of lepidochronology to asses the impact of terrigenous discharges on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica*. Marine Pollution Bulletin, 5 (40), 449-453.
- GUSTAFSON EJ. (1998). *Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art?* Ecosystems 1:143-56.
- HECK K.L.J., CARRUTHERS T.J.B., DUARTE C.M., HUGHES R., KENDRICK G., ORTH R.J., WILLIAMS S.W. (2008). *Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers*. Ecosystems 11:1198-1210.
- HEMMINGA M.A., DUARTE C. (2001). *Seagrass ecology*. Cambridge University (eds). United Kingdom, 298 pp.
- HINCHEY E.K, NICHOLSON M.C, ZAJAC R, IRLANDI E.A. (2008). *Preface: Marine and coastal applications in Landscape Ecology*. Land Ecol 23:1-5.
- HOLMER M., PEREZ M., DUARTE C.M. (2003). *Benthic primary producers – a neglected environmental problem in Mediterranean maricultures*. Mar. Pollut. Bull. 46: 1372-1376.
- HOLMER M., ARGYROU M., DALSGAARD T., DANOVARO R., DIAZ-ALMEA E., DUARTE C.M., FREDERIKSEN M., GRAU A., KARAKASSIS I., MARBA' N., MIRTO S. (2008). *Effects of fish farm waste on Posidonia oceanica meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools*. Marine Pollution Bulletin 56, 1618-1629.
- HOVEL K.A, LIPCIUS R.N. (2001). *Habitat Fragmentation in a Seagrass Landscape: Patch Size and Complexity Control Blue Crab Survival*. Ecology, Vol. 82, No. 7 , pp. 1814-1829.
- HOVEL K.A (2003). *Habitat fragmentation in marine landscapes: relative effects of habitat cover and configuration on juvenile crab survival in California and North carolina seagrass beds*. Biological conservation (2003) 110: 401-412.
- HOVEL K.A, HEALEY D (2004). *Seagrass bed patchiness: effects on epifaunal communities in San Diego Bay, USA*. J. Esp. Mar. Biol. Ecol. (2004) 313:155-174.
- HUSTON, M. A. (1979). *A general hypothesis of species diversity*. Am. Nat. 113, 81-101.

- JEUDY DE GRISSAC A. (1984). *Effets des herbiers à Posidonia oceanica sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale*. Boudouresque C.F.; Jeudy De Grissac A & Olivier J., eds., *GIS Posidonie*, Fr. **1**, 437-443.
- JOHNSTON K.M. (1987). *Natural resource modelling in the geographic information system environment*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53(10): 1411-1415.
- JOHNSTON C.A., DETENBECK N.E., BONDE J.P., NIEMI G.J. (1988). *Geographic information systems for cumulative impact assessment*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54(11): 1609-1615.
- JOHNSTON C.A., BONDE J. (1989) *Quantitative analysis of ecotones using geographic information system*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55 (11): 1643-1647.
- JOHNSON E.A. (1992). *Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- KAISER M.J. (1998). *Scraping the bottom: are towed fishing gears a threat to benthic biodiversity ?* *Océanis*, 24 (4): 258-270.
- KLAP V.A., HEMMINGA M.A., BOON J.J., (2000). *Retention of lignin in seagrasses: angiosperms that returned to the sea*. *Marine Ecology Progress Series*, **Z**, 1-11.
- KOCH, E.W., ACKERMAN, J.D., VERDUIN, J., VAN KEULEN, M. (2006). *Fluid dynamics in seagrass ecology – from molecules to ecosystems*. In: Larkum, A.W.D, Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), *Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, The Netherlands, 193-225.
- LAFABRIE C., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G. (2008). *Metal contamination of Posidonia oceanica meadows along the Corsican coastline (Mediterranean)*. *Environmental Pollution* **151**, 262-268.
- LARKUM A.W.D., DEN HARTOG C. (1989). *Evolution and biogeography of seagrasses*. In: Larkum A.W.D. Mc Comb A.J. Shepherd S.A. (eds) *Biology of seagrasses*. *Aquatic Plant Studies*. Elsevier, Amsterdam, 112-156.
- LARKUM A.W.D., ROBERTS G., KUO J., STROTHER S. (1989). *Gaseous movement in seagrasses*. In: Larkum A.W.D. Comb A.J. Shepherd S.A. (eds) *Biology of seagrasses*. *Aquatic Plant Studies*. Elsevier, Amsterdam, 112-156.
- LAWTON J.H. (1994). *What do species do in ecosystems ?* *Oikos*, **71**: 367-374.
- LERICHE A., BOUDOURESQUE C. F., BERNARD G., BONHOMME P., & DENIS J. (2004). *A one century suite of seagrass bed maps: Can we trust ancient maps?*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **59**(2): 353- 362.

LERICHE A., PASQUALINI V., BOUDOURESQUE C. F., BERNARD G., BONHOMME P., CLABAUT P., DENIS J. (2006). *Spatial, temporal and structural variations of a Posidonia oceanica seagrass meadow facing human activities*. Aquatic Botany 84, 287–293.

LEVIN S.A. (1999). *Fragile Dominion: Complexity and the Commons*. Perseus Books, Reading, Pennsylvania, USA.

MacARTHUR R.H. & E.O. WILSON (1967). *The theory of Island biogeography*. Princeton Univ. Press publ., USA: 225 pp.

LI H., REYNOLDS J.F. (1994). *A Simulation Experiment to Quantify Spatial Heterogeneity in Categorical Maps* Ecology, 75, (8) pp. 2446-2455.

MARBÀ N., DUARTE C.M., CEBRIÀ N., GALLEGOS M.E., OLESEN B., SAND-JENSEN K. (1996). *Growth and population dynamics of Posidonia oceanica on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline*. Marine Ecology Progress Series 137, 203–213.

MAZZELLA L., BUIA M.C. (1991). *Temporal evolution and complexity of Mediterranean seagrass ecosystems*. S.It.E. Proceedings, 17, 293-295.

MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G., SCIPIONE M.B., ZUPO V. (1992). *Plant-animal trophic relationships in the Posidonia oceanica ecosystem of the Mediterranean Sea: a review*. In: John D.M. Hawkins S.J., Price J.H. (ed). Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos. Systematics Association, Clarendon Press, Oxford, England, Special Volume 46 (1), 165-187.

MEINESZ A., LAURENT R. (1978). *Cartographie et état de la limite inférieure dans les Alpes-maritimes (France). Campagne Poséidon 1976*. Botanica Marina, 21 (8), 513-526.

MEINESZ A. & J.R. LEFEVRE (1984). *Régénération d'un herbier à Posidonia oceanica quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes)*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. & J. Olivier (Eds.) International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ., 1: 39-44.

MEINESZ A., CAYE G., LOQUÈS F., MOLENAAR H. (1993). *Polymorphism and development of Posidonia oceanica transplanted from different parts of the Mediterranean into the National Park of Port-Cros*. Bot. Mar. 36, 209-216.

MILAZZO M., BADALAMENTI F., RIGGIO S., CHEMELLO R. (2002). *Effetti degli ancoraggi sulla prateria di Posidonia oceanica della riserva marina dell'isola di Ustica: dati preliminari*. Biol. Mar. Medit., 9 (1), 686-689.

MOLINIER R., PICARD J. (1952). *Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français*. Ann. Inst. Oceanogr. Paris, 27(3): 157-234.

MOLINIER R., PICARD J. (1953). Notes biologiques a propos d'un voyage d'étude sur les cotes de Sicile. *Annales de L'Institut Océanographique*, 28 (4), 163-188.

MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., BIANCHI C.N., MARIANI M., MORRI C. (2006). *A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of Posidonia oceanica meadows: a case study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean)*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (1), 29-42.

MONTEFALCONE, M., MORRI, C., PEIRANO, A., ALBERTELLI, G., BIANCHI, C.N. (2007)-a. *Substitution and phase-shift in Posidonia oceanica meadows of NW Mediterranean Sea*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 63-71.

MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., MORRI C., BIANCHI C.N.,(2007)-b. *Urban seagrass: status of Posidonia oceanica facing the Genoa city waterfront (Italy) and implications for management*. *Marine Pollution Bulletin* 54, 206-213.

MONTEFALCONE M. (2009). *Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica: A review*. *Ecological Indicators*, Volume 9, Issue 4, July 2009, Pages 595-604.

MONTEFALCONE M., PARRAVICINI V., VACCHI M., ALBERTELLI G., FERRARI M., MORRI C., BIANCHI C.N. (2010). *Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea Estuarine*. *Coastal and Shelf Science* 86: 292-298.

MORENO D., AGUILERA P.A., CASTRO H. (2001). *Assessment of the conservation status of seagrass (Posidonia oceanica) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process*. *Biological Conservation* 102, 325-332.

O'NEILL R.V, KRUMMER J.R GARDENER R.H, SUGIHARA G., JACKSON B., DEANGELIS D.L, MILNE B.T, TURNER M.G, ZYGMUNT B., CHRISTENSEN S.W, DALE V.H, GRAHAM R.L (1988). *Indices of landscape pattern*. *Land.Ecol.* 1: 153-162.

OTT J. (1980). *Growth and production in Posidonia oceanica (L.) Delile*. *P. S. Z. N. I. Marine ecology, Germ.*, 1, 47-64.

PAILLARD M., GRAVEZ V., CLABAUT P., WALKER P., BLANC J.J., BOUDOURESQUE C.F., BELSHER T., URSCHER F., POYDENOT F., SINNASSAMY J.M., AUGRIS C., PEYRONNET J.P., KESSLER M., AUGUSTIN J.M., LE DREZEN E., PRUDHOMME C., PAILLARD J.M., PERGENT G., HOAREAU A. & E. CHARBONNEL (1993). *Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var, France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne*. Notice de présentation. Ifremer & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ.: 1-36 + 3 cartes h.t.

PALMER M.W. (1992). *The coexistence of species in fractal landscapes*. *American Naturalist* 139:375-397.

PARKER M., MAC NALLY R. (2002). *Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates*. Biol. Cons., Vol. 105 (2):217-229.

PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., CLABAUT P., PERGENT G. (1998). *Mapping of Posidonia oceanica using aerial photographs and side scan sonar : Application of the island of Corsica (France)*. Estuarine, Coastal Shelf Science, **47** (3), 359-367.

PATIL G.P., PILEOU E.C., WATERS W.E. (1971). *Spatial patterns and statistical distributions*. Statistical ecology, 582 pp.

PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964). *Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranéenne*, Rec. Trav. St. Mar. Endoume, **31** (47), 1-137.

PÉREZ M., GARCIA T., INVERS O., RUIZ J.M. (2008). *Physiological responses of the seagrass Posidonia oceanica as indicators of fish farm impact*. Marine Pollution Bulletin **56**, 869-879

PERGENT G. & C. PERGENT-MARTINI (1995). *Indicateurs biologiques : Posidonies*. In: Etat des connaissances opérationnelles sur la contamination et les indicateurs de pollution chimique toxique du milieu marin. Résumé des contributions. IARE publ.: 123-135.

PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V. & G. PERGENT (1996). *Impact des nutriments sur les herbiers à Posidonia oceanica*. Données préliminaires. J. Rech. océanogr., **21** (1-2): 35-39.

PERGENT-MARTINI C., LEONI V., PASQUALINI V., ARDIZZONE G.D., BALESTRI E., BEDINI R., BELLUSCIO A., BELSHER T., BORG J., BOUDOURESQUE C.F., BOUMAZA S., BOUQUEGNEAU J.M., BUIA M.C., CALVO S., CEBRIAN J., CHARBONNEL E., CINELLI F., COSSU A., DI MAIDA G., DURAL B., FRANCOUR P., GOBERT S., LEPOINT G., MEINESZ A., MOLENAAR H., MANSOUR H.M., PANAYOTIDIS P., PEIRANO A., PERGENT G., PIAZZI L., PIRROTTA M., RELINI G., ROMERO J., SANCHEZ-LIZASO J.L., SEMROUD R., SHEMBRI P., SHILI A., TOMASELLO A., VELIMIROV B. (2005). *Descriptors of Posidonia oceanica meadows: use and application*. Ecological Indicators **5**, 213-230.

PIAZZI L., ACUNTO S., CINELLI F. (1999). *In situ survival and development of Posidonia oceanica (L.) Delile seedlings*. Aquatic Botany **63**, 103-112.

PIAZZI L., BALATA D., CINELLI F. (2001). *Incidence des Rhodophyceae exotiques Acrothamnion preissii et Womersleyella setacea sur le peuplement algal des rhizomes de Posidonia oceanica*. In: (V. Gravez, S. Ruitton, C.-F. Boudouresque, L. Le Direac'h, A. Meinesz, G. Scabbia and M. Verlaque, eds) Fourth International Workshop on Caulerpa taxifolia. GIS Posidonie, Marseille. pp. 403-406.

PILEOU E.C. (1977). *Mathematical ecology*. Wiley, New York.

PROCACCINI G., MAZZELLA L. (1998). *Population genetic structure and gene flow in the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile assessed using a microsatellite analysis*. Marine Ecology Progress Series, **169**, 133-141.

PROCACCINI G., ALBERTE R.S., MAZZELLA L., (1996). *Genetic structure of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Western Mediterranean: Ecological implications*. Marine Ecology Progress Series **140**, pp:153-160.

PROCACCINI G., RUGGIERO M.V., ORSINI L. (2002). *Genetic structure and distribution of microsatellite diversity in *Posidonia oceanica* over the whole Mediterranean basin*. Bulletin of Marine Science, **71** (3), 1291-1297.

Progetto MEDISEH, 2012- Mediterranean Sensible Habitat. Interim Report II. Roma, 28 settembre 2012.

REICE, S. R. (1994). *Nonequilibrium determinants of biological community structure*. American Scientist **82**, 424-435.

REMILLARD M.M, WELCH R.A. (1992). *GIS technologies for aquatic macrophyte studies: I. Database development and changes in the aquatic environment*. Landscape Ecology , **7** (3), 151-162.

RIPPLE W.J., BRADSHAW G.A., SPIES. T.A. (1991). *Measuring landscape pattern in the Cascade Range of Oregon, USA*. Biological Conservation, **57**:73-88.

ROBBINS B.D, BELL S.S (1994) *Seagrass landscapes:a terrestrial approach to the marine subtidal environment*. Trens Ecol Evol **9** (8): 301-304.

ROMERO J. (1986). *Note sur une méthode d'évaluation de la densité des faisceaux dans les herbiers de *Posidonies**. Rapports de la Commission International pour l'Exploration Scientifique de la Mer Me´diterrane´e **30** (2), 1-266.

ROMERO J., PERGENT- MATRINI C., MATEO M.A., REGNIER C. (1992). *The detritic compartment in a *Posidonia oceanica* meadow: litter features, decomposition rates and mineral stoks*. Marine Ecology, **13** (1), 73-83.

ROMERO J. (2004). *Las praderas de Fanerógamas marinas. La producción primaria y su destino. Características de los restos de la planta*. In: Luque A.A., Templado J. edits. Praderas y bosques marinos de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ., Sevilla: 74-81.

RUIZ J.M., ROMERO J. (2001). *Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica**. Mar. Ecol. Progr. Ser. **215**: 107-120.

RUIZ J.M., ROMERO J. (2003). *Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass Posidonia oceanica*. Mar. Poll. Bull. 46: 1523–1533.

SCHMID P.E. (1999). *Fractal Properties of Habitat and Patch Structure in Benthic Ecosystems*. Advances in Ecological Research, Vol. (30):339-401.

SERRA I.A., INNOCENTI A.M., DI MAIDA G., CALVO S., MIGLIACCIO M., ZAMBIANCHI E., PIZZIGALLI C., ARNAUD-HAOND S., DUARTE C.M., SERRAO E.A., PROCACCINI G. (2010). *Genetic structure in the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica: disentangling past vicariance events from contemporary patterns of gene flow*. Molecular Ecology **19**, 557–568.

SEMROUD R. (1993). *Données sur la floraison ancienne de Posidonia oceanica (L.) Delile dans la région d'Alger (Algérie)*. Posidonia Newsletter, **4** (2), 31-35.

SHORT F.T., WYLLIE-ECHEVERRIA S. (1996). *Natural and human-induced disturbance of seagrasses*. Environmental Conservation **23**, 17–27.

SHORT F.T., CARRUTHERS T., DENNISON W., WAYCOTT M. (2007). *Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **350**, 3–20.

SHORT F.T., POLIDORO B., LIVINGSTONE S.R., CARPENTER K.E., BANDEIRA S., BUJANG J.S., CALUMPONG H.P., CARRUTHERS T.J.B., COLES R., DENNISON W.C., ERFTEMEIJER P.L.A., FORTES M.D., FREEMAN A.S., JAGTAP T.G., KAMAL A.H.M., KENDRICK G.A., KENWORTHY J.W.A., LA NAFIE Y.A., NASUTION I. M., ORTH R.J., PRATHEP A., SANCIANGCO J.C., VAN TUSSENBROEK B., VERGARA S.G., WAYCOTT M., ZIEMAN J.C. (2011). *Extinction risk assessment of the world's seagrass species*. Biol.Cons. **144**(7), pp:1961-1971.

SLEEMAN J.C., KENDRICK G.A., BOGGS G.S., HEGGE B.J. (2005). *Measuring fragmentation of seagrass landscapes: which indices are most appropriate for detecting changes?* Mar. Fres.Res., **56**, pp: 851-864.

TEWKSBUURY J.J., HEIL S.J., MARTIN T.E., (1998). *Breeding productivity does not decline with increasing fragmentation in a estern landscape*. Ecology **79**: 2890–2903.

TOMMASELLO A., FERRERI B.M., FREADÀ ORESTANO C., CALVO S. (1994). *Osservazioni sul ciclo riproduttivo di Posidonia oceanica (L.) Delile (Posidoniaceae) lungo le coste tirreniche siciliane*. Giornale Botanico Italiano, **128** (1), 216.

TUNESI L., DIVIACCO G. & G. MO (2001). *Observations by submersible on the biocoenosis of the deep-sea corals off Portofino Promontory (Northwestern Mediterranean Sea)*. In: Martin Willison J.H. et al. (Eds.) Proc. of First international Symposium on Deep-sea Corals. Ecology Action Centre and Nova Scotia Museum: 76-87.

- TURNER M. G. (1989) *Landscape ecology: The effect of pattern on process*. Annual Review of Ecology and Systematics 20:171-197.
- TURNER S.J, HEWITT J.E, WILKINSON D.J, THRUSH S.F, CUMMINGS V.J (1999). *Seagrass Patch and Landscapes: The influence of Wind-Wave Dynamics and Hierarchical Arrangements Of Spatial Structure on Macrofaunal Seagrass Communities*. Estuaries 22 (4): 1016-1032.
- TURNER M.G., GARDNER R.H., O'NEILL R.V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice, pattern and process*. Springer-Verlag New York, NY.
- URBAN D.L., O'NEILL R.V., SHUGART H.H.JR. (1987) *Landscape ecology: A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns*. BioScience, 37:119-127.
- VAN DEN BERG L.JL, BULLOCK JM, CLARKE RT, LANGSTON RHW, ROSE RJ (2001). *Territory selection by the Dartford warbler (Sylvia undata) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size*. Biol. Conserv. 101:217-28.
- VEGA FERNANDEZ T., MILAZZO M., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (2005). *Comparison of the fish assemblages associated with Posidonia oceanica after the partial loss and consequent fragmentation of the meadow*. Estuarine, Coastal and Shelf Science Vol 65 (4): 645-653.
- WAYCOTT M., LES D.H. (2000). *Current perspectives on marine Angiosperm evolution*. Biol. mar. Medit. 7 (2), 160-163.
- WAYCOTT M., PROCACCINI G., LES D., REUSCH T.H.B. (2006.) *Genetic studies in seagrasses: molecular systematics to population genetics and beyond*. In: Larkum A.W.D., Orth R.J., C. Duarte (eds) Seagrass: Biology, Ecology and Conservation. Springer, The Netherlands, 25-50.
- WHITTAKER, R.H. (1975). *Communities and Ecosystems*. MacMillan Publishing Company, New York.
- WIENS, J. A., B. T. MILNE (1989). *Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective*. Landscape Ecology 3:87-96.
- WILLIAMSON M. H, LAWTON J,H (1991). *Fractal geometry of ecological habitats*, p 69-86. In Bell S.S, McCoy D. and Mushmsky H. R (eds.), *Habitat Structure. The Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman and Hall, London.
- WITH K.A., CRIST T.O. (1995) *Critical thresholds in species' responses to landscape pattern*. Ecology, 76:2446-2459.
- WITH K.A., KING A.W. (1997) *The use and misuse of neutral landscape models in ecology*. Oikos, 97:219-229.

WITTMANN, K. J. (1984). *Temporal and morphological variations of growth in a natural stand of Posidonia oceanica (L.) Delile*. P.S.N.Z.I. Marine Ecology **5**, 301–316.

ZAJAC R.N (2007). *Challenges in marine, soft-sediment benthos-scape ecology*. Land Ecol, doi: 10.1007/s10980-007 – 9140-4.

ZHARIKOV Y., SKILLETER G.A., LONERAGAN N.L, TARANTO T., CAMERON B.E. (2005). *Mapping and characterising subtropical estuarine landscapes using aerial photography and GIS for potential application in wildlife conservation and management*. Biol. Cons.(125)pp:, Issue 1, 87-100

CAPITOLO 2

ARDIZZONE G.D. (1991) *Cartografia bentonica con sistemi video controllati a distanza*. Oebalia, XVII(Suppl), 421–452.

BERNE S., CASTAING P., LE DREZEN E., LERICOLAS G. (1993). *Morphology, internal structure and reversal of asymmetry of large subtidal dunes in the entrance to Gironde Estuary (France)*. Journal of Sedimentary Research **65** (5), 780e793.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A. (1996). *Le praterie di Posidonia oceanica delle coste laziali*. In “Il mare del Lazio. Indagini e studi sul Mar Tirreno prospiciente le coste della regine Lazio”. Convezione Regione Lazio. Università degli studi di Roma “La Sapienza” pp: 194-217.

BIANCHI C.N., ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., COLANTONI P., DIVIACCO G., MORRI C., TUNESI L. (2003) *La cartografia del benthos*. In: Gambi M.C., Dappiano M (Eds), *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo*. Biologia Marina Mediterranea, 10(Suppl.), 367–394.

Diagonal and orthogonal neighbours in grid-based simulations: Buffon's stick after 200 years

BIRCH C. (2006) *Diagonal and orthogonal neighbours in grid-based simulations: Buffon's stick after 200 years*. Ecol. Model., **192** (3-4), pp: 637-644.

BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M. (2003). *I sistemi a fanerogame marine*. Biol. Mar. Medit. **10**, 145–198.

CRESSIE N. (1993) *Statistics for Spatial Data*, revised edn. New York: Wiley.

DIVIACCO G., SPADA E. , C. VIRNO LAMBERTI (2001). *Le Fanerogame marine del Lazio. Descrizione e cartografia delle praterie di Posidonia oceanica e dei prati di Cymodocea nodosa*. Quaderno ICRAM: 113 pp.

- FARINA A. (2001) *Ecologia del paesaggio. Principi, metodi ed applicazioni*. UTET, Milano (MI), Italy.
- FROESCHKE G., STUNZ G. W, WILDHABER M.L. (2010). *Environmental influences on the occurrence of coastal sharks in estuarine waters*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 407.pp: 279–292.
- GUSTAFSON E.J. (1998). *Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?* Ecosystems 1, 143–156.
- HOVEL K.A, HEALEY D (2004). *Seagrass bed patchiness: effects on epifaunal communities in San Diego Bay, USA*. J. Esp. Mar. Biol. Ecol. (2004) 313:155-174.
- MONTEFALCONE M. (2009). *Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica: A review*. Ecological Indicators, Volume 9, Issue 4, July 2009, Pages 595-604.
- MORENO D., AGUILERA P.A., CASTRO H. (2001). *Assessment of the conservation status of seagrass (Posidonia oceanica) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process*. Biological Conservation 102, 325–332.
- RASPA G. (1995). *Dispense di geostatistica per il corso di Laurea Specialistica in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio, Roma*.-
<http://w3.uniroma1.it/geostatistica/Geostatistica/Geostatistica.htm>
- SLEEMAN J.C., KENDRICK G.A., BOGGS G.S., HEGGE B.J. (2005). *Measuring fragmentation of seagrass landscapes: which indices are most appropriate for detecting changes?* Mar. Fres.Res., 56, pp: 851-864.
- SLEEMAN D.P., DAVENPORT J., MORE SJ. (2009) *The effectiveness of barriers to badger Meles meles immigration in the Irish Four Area project*. European Journal of Wildlife Research, 55, 267–278.
- TURNER M. G. (1989) *Landscape ecology: The effect of pattern on process*. Annual Review of Ecology and Systematics 20:171-197.
- VEGA FERNANDEZ T., MILAZZO M., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (2005). *Comparison of the fish assemblages associated with Posidonia oceanica after the partial loss and consequent fragmentation of the meadow*. Estuarine, Coastal and Shelf Science Vol 65 (4): 645-653.

CAPITOLO 3

DIVIACCO G., SPADA E. , C. VIRNO LAMBERTI (2001). *Le Fanerogame marine del Lazio. Descrizione e cartografia delle praterie di Posidonia oceanica e dei prati di Cymodocea nodosa*. Quaderno ICRAM: 113 pp.

FUSCO N. (1959). Il fondo del mare dal promontorio dell'Argentario a Fiumicino con annessa carta da pesca n°1. Ministero della Marina Mercantile, Direzione generale della pesca marittima.

FUSCO N. (1960). Il fondo del mare da Fiumicino a Capo Circeo con annessa carta da pesca n°2. Ministero della Marina Mercantile, Direzione generale della pesca marittima.

FUSCO N. (1961). Il fondo del mare dal promontorio da Capo Circeo a Capo Miseno con annessa carta da pesca n°3. Ministero della Marina Mercantile, Direzione generale della pesca marittima.

PERGENT G. & C. PERGENT-MARTINI (1995). *Indicateurs biologiques : Posidonies. In: Etat des connaissances opérationnelles sur la contamination et les indicateurs de pollution chimique toxique du milieu marin. Résumé des contributions*. IARE publ.: 123-135.

PERGENT-MARTINI C., LEONI, V., PASQUALINI V., ARDIZZONE G.D., BALESTRI E., BEDINI, R., BELLUSCIO A., BELSHER T., BORG, J., BOUDOURESQUE C.F., BOUMAZA, S., BOUQUEGNEAU J.M., BUIA M.C., CALVO S., CEBRIAN J., CHARBONNEL E., CINELLI F., COSSU A., DI MAIDA G., DURAL B., FRANCOUR P., GOBERT S., LEPOINT G., MEINESZ A., MOLENAAR H., MANSOUR H.M., PANAYOTIDIS P., PEIRANO A., PERGENT G., PIAZZI L., PIRROTTA M., RELINI G., ROMERO J., SANCHEZ-LIZASO J.L., SEMROUD R., SHEMBRI P., SHILI A., TOMASELLO A., VELIMIROV B. (2005). Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecological Indicators* 5, 213-230.

CAPITOLO 4

ABAL E.G., DENNISON W.C. (1996). *Seagrass depth range and water quality in Southern Moreton Bay, Queensland, Australia*. *Marine and Freshwater Research* 47: 763-771.

AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI LATINA (1981). Un'analisi preliminare dell'ecosistema marino costiero in vista della creazione di una zona di ripopolamento mediante barriere artificiali (Torre Astura - Caprolace), 65 pp.

ARPONEN H., BOSTRÖMIN C. (2012). *Responses of mobile epifauna to small-scale seagrass patchiness: is fragmentation important?* *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-011-0895-x.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A. (1996). Le praterie di *Posidonia oceanica* delle coste laziali. In "Il mare del Lazio. Indagini e studi sul Mar Tirreno prospiciente le

coste della regine Lazio". Convenzione Regione Lazio. Università degli studi di Roma "La Sapienza" pp: 194-217.

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., MAIORANO L. (2006). *Long-term change in the structure of a Posidonia oceanica landscape and its reference for a monitoring plan*. Marine Ecology 27, 299-309.

AUGIER H. (1985). *L'herbier a Posidonia oceanica, son importance pour le littoral mediterraneen, sa valeur comme indicateur biologique de l'etat de sante de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, les bilans ecologiques et les etudes d'impact*. Vie marine 7, 85-113.

GREEN E.P. & F.T. SHORT (2003). *World atlas of seagrasses*. University of California Press Berkeley: 310 pp.

BRIX H., LYNGBY J.E., SCHIERUP H.H. (1983). *The reproducibility in the determination of heavy metals in marine plant material. An interlaboratory calibration*. Mar. chem.

CAPOMONT A., SANDMEIER M., CAYE G. & A. MEINESZ (1996). *Enzyme polymorphism in Posidonia oceanica, a seagrass endemic to the Mediterranean*. Aquat. Bot., 54: 265-277.

DIVIACCO G., SPADA E. , C. VIRNO LAMBERTI (2001). *Le Fanerogame marine del Lazio. Descrizione e cartografia delle praterie di Posidonia oceanica e dei prati di Cymodocea nodosa*. Quaderno ICRAM: 113 pp.

DUARTE C. M., (2002). *The future of seagrass meadow*. Enviromental Conservation, 29 (2),192-196.

FOURQUREAN J.W., BOYER J.N., DURAKO M.J., HEFTY L.N., PETERSON B.J. (2003). *Forecasting responses of seagrass distributions to changing water quality using monitoring data*. Ecological Applications 13: 474-489.

GACIA E., DUARTE C.M. (2001). *Sediment retention by a Mediterranean Posidonia oceanica meadow: the balance between deposition and resuspension* - Est. Coast. Shelf Sci. 52: pp. 505-514.

HECK K.L.J., CARRUTHERS T.J.B., DUARTE C.M., HUGHES R., KENDRICK G., ORTH R.J., WILLIAMS S.W. (2008). *Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers*. Ecosystems 11:1198-1210.

HEMMINGA M.A. & C.M. DUARTE (2000). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press: 298pp.

HOVEL K.A, HEALEY D (2004). *Seagrass bed patchiness: effects on epifaunal communities in San Diego Bay, USA*. J. Esp. Mar. Biol. Ecol. (2004) 313:155-174.

IAEA (International Atomic Energy Agency). Annual Report for 2010

JACKSON J.B.C., KIRBY M.X., BERGER W.H., BJORN DAL KA and 10 others (2001) *Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems*. Science 293:629–638.

LARDICCI C., ROSSI F., MALTAGLIATI F. (1999). *Detection of Thermal Pollution: Variability of Benthic Communities at Two Different Spatial Scales in an Area Influenced by a Coastal Power Station*. Mar. Poll. Bull., 38 (4) pp: 296–303.

LERICHE A., BOUDOURESQUE C. F., BERNARD G., BONHOMME P., & DENIS J. (2004). A one century suite of seagrass bed maps: Can we trust ancient maps?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(2): 353– 362.

LERICHE A., PASQUALINI V., BOUDOURESQUE C. F., BERNARD G., BONHOMME P., CLABAUT P., DENIS J. (2006). *Spatial, temporal and structural variations of a Posidonia oceanica seagrass meadow facing human activities*. Aquatic Botany 84, 287–293.

MASERTI B. E. , FERRARA R., PATERNO P. (1998). *Posidonia as an indicator of mercury contamination*. Mar. Poll. Bull. 19 pp: 381–382.

MOLINIER R. & J. PICARD (1952). *Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français*, Ann. Instit. Océanogr., 17: 157–234.

MONTEFALCONE M. (2009). Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: A review. *Ecological Indicators*, Volume 9, Issue 4, July 2009, Pages 595-604.

MONTEFALCONE M., PARRAVICINI V., VACCHI M., ALBERTELLI G., FERRARI M., MORRI C., BIANCHI C.N. (2010). *Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea Estuarine*. Coastal and Shelf Science 86: 292–298.

NASCETTI G., CIMMARUTA R., BELLISARIO B. (2009). *Uno sviluppo sostenibile delle coste del Lazio (Sperimentazione ICZM in aree pilota)*, Palombi Editore.

ORTH R.J., CARRUTHERS T.J.B., DENNISON W.C., DUARTE C.M., FOURQUREAN J.W., HECK JR., HUGHES R., KENDRICK G.A., KENWORTHY W.K, OLYARNIK S., SHORT F.T., WAYCOTT M., WILLIAMS S.L. (2006) *A global crisis for seagrass ecosystems*. Bioscience 56:987–996.

PERGENT G. (1991). *Les indicateurs écologiques de la qualité du milieu marin en Méditerranée*. Oceanis 17 (4), 341–350.

PERGENT-MARTINI C., LEONI V., PASQUALINI V., ARDIZZONE G.D., BALESTRI E., BEDINI R., BELLUSCIO A., BELSHER T., BORG, J., BOUDOURESQUE C.F., BOUMAZA, S., BOUQUEGNEAU J.M., BUIA M.C., CALVO S., CEBRIAN J., CHARBONNEL E., CINELLI F., COSSU A., DI MAIDA G., DURAL B., FRANCOUR P., GOBERT S., LEPOINT G., MEINESZ A., MOLENAAR H., MANSOUR H.M.,

PANAYOTIDIS P., PEIRANO A., PERGENT G., PIAZZI L., PIRROTTA M., RELINI G., ROMERO J., SANCHEZ-LIZASO J.L., SEMROUD R., SHEMBRI P., SHILI A., TOMASELLO A., VELIMIROV B. (2005). Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecological Indicators* 5, 213–230.

PROCACCINI G. & L. PIAZZI (2001). *Genetic Polymorphism and Transplantation Success in the Mediterranean Seagrass Posidonia oceanica*. *Restoration Ecology*, 9 (3): 332–338.

Progetto MEDISEH, 2012– Mediterranean Sensible Habitat. Interim Report II. Roma, 28 settembre 2012.

RANIELLO R. & G. PROCACCINI (2002). *Ancient DNA in the seagrass Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 227: 169-173.

RUGGIERO M.V., TURK R. & G. PROCACCINI (2002). *Genetic identity and homozygosity in North-Adriatic population of Posidonia oceanica : An ancient, post-glacial clone?* *Conservation Genetics*, 3: 71-74.

SLEEMAN J.C., KENDRICK G.A., BOGGS G.S., HEGGE B.J. (2005). *Measuring fragmentation of seagrass landscapes: which indices are most appropriate for detecting changes?* *Mar. Fres.Res.*, 56, pp: 851-864.

TURNER S.J, HEWITT J.E, WILKINSON D.J, THRUSH S.F, CUMMINGS V.J (1999). *Seagrass Patch and Landscapes: The influence of Wind-Wave Dynamics and Hierarchical Arrangements Of Spatial Structure on Macrofaunal Seagrass Communities*. *Estuaries* 22 (4): 1016-1032.

VACCHI M., MONTEFALCONE M., BIANCHI C.N., MORRI C., FERRARI M., (2010). *The influence of coastal dynamics on the upper limit of the Posidonia oceanica meadow*. *Mar. Ecol.* 31 (4) pp: 546–554.

VEGA FERNANDEZ T., MILAZZO M., BADALAMENTI F., D'ANNA G. (2005). *Comparison of the fish assemblages associated with Posidonia oceanica after the partial loss and consequent fragmentation of the meadow*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Vol 65 (4): 645-653.

WAYCOTT M.A., DUARTE C.M, CARRUTHERSC T., ORTHD R.J., DENNISONC W.C., OLYARNIKE S., CALLADINEA A., FOURQUREANF J.W., HECK K.L., HUGHESE R.A., KENDRICK G. A., KENWORTHY W.J., SHORTK F.T., WILLIAMSE S.L. (2009). *Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems*. *PNAS*, 106 (30) pp: 12377–12381.

WARD, J. V., STANFORD J. A. (1987). *The ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research*. Pages 391-409 in J. F. Craig and J. B. Kemper (editors). *Regulated streams: advances in ecology*. Plenum Press, New York.

CAPITOLO 5

BELL S.S., BROOKS R.A., ROBBINS B.D., FONSECA M.S., HALL M.O. (2001). *Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation..* Biological Conservation 10, 115–123.

BOSTRÖM C., PITTMAN S. J., SIMENSTAD C., KNEIB R. T. (2011). *Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenge.* Mar. Ecol. Prog. Ser. 427, 191–217.

BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A. (1982). *Découverte de l'herbier de Posidonie.* Cah. Parc nation. Port-Cros, Fr., 4, 1-79.

CUNHA A.H., SANTOS R.P., GASPAS A.P., BAIROS M.F. (2005). *Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: A case study from Ria Formosa (Southern Portugal).* Est. Coas. Shelf Sci. 64 pp: 636-644.

DOYLE J.J. & J.L.I. DOYLE (1987). *A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue.* Phytochemistry Bulletin, 11: 11-15.

DOUVEN W.J.A.M., BUURMAN J.J.G., KISWARA W. (2003). *Spatial information for coastal zone management: the example of the Banten Bay seagrass ecosystem.* Indonesia. Ocean. Coast. Manage. 46, 615–634.

GROBER-DUNSMORE R., PITTMAN S.J., CALDOW C., KENDALL M.S., FRASER T.K. (2009) *A landscape ecology approach for the study of ecological connectivity across tropical marine seascapes.* In: Nagelkerken I (ed) Ecological connectivity among coral reef ecosystems. Springer, New York, NY p 493–529

HEMMINGA M.A. & C.M. DUARTE (2000). *Seagrass ecology.* Cambridge University Press: 298pp.

HINCHEY E. K., NICHOLSON M. C., ZAJAC R. N., IRLANDI E. A. (2008) Preface: Marine and coastal applications in landscape ecology. Land. Ecol 23, 1–5.

IRLANDI E.A., CRAWFORD M.K. (1997) *Habitat linkages: the effect of intertidal salt marshes and adjacent subtidal habitats on abundance, movement, and growth of an estuarine fish.* Oecologia 110, 222–230.

LERICHE A., PASQUALINI V., BOUDOURESQUE C. F., BERNARD G., BONHOMME P., CLABAUT P., DENIS J. (2006). *Spatial, temporal and structural variations of a Posidonia oceanica seagrass meadow facing human activities.* Aquatic Botany 84, 287–293.

MICHELI F., PETERSON C.H. (1999) *Estuarine vegetated habitats as corridors for predator movements.* Conserv Biol 13: 869–881.

- KUO J. & C. DEN HARTOG (2001). *Seagrass taxonomy and identification key*. In: Short F.T. & R.G. Coles (Eds.) *Global seagrass research methods*. Elsevier publ.: 31-58.
- MARBA' N., DURANTE C.N., CEBRAIN J., ENRIQUEZ S., GALLEGOS E., OLESEN B. & K. SAND-JENSEN (1996). *Growth and population dynamics of Posidonia oceanica on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline*. Marine Ecology Progress Series, 137: 203-213.
- PÉRÈS J.M. & J. PICARD (1975). *Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de Posidonia oceanica sur les côtes françaises de la Méditerranée*. Aquat. Bot., 1 (2): 133-139.
- PÉRÈS J.M. (1984). *La régression des herbiers à Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. & J. Olivier (Eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., 1: 445-454.
- PIAZZI L., ACUNTO S., CINELLI F. (1999). *In situ survival and development of Posidonia oceanica (L.) Delile seedlings*. Aquatic Botany 63, 103-112.
- Progetto MEDISEH, 2012- Mediterranean Sensible Habitat. Interim Report II. Roma, 28 settembre 2012.
- PASTUR G. M., ANDRIEU E., IVERSON L. R., PERI P. L (2012). *Agroforestry landscapes and global change: landscape ecology tools for management and conservation*. Agrof. Syst 85, 315-318.
- PUDDU G., FALCUCCI A., MAIORANO L. (2011) *Forest changes over a century in Sardinia: implications for conservation in a Mediterranean hotspot*. Agrofor Syst. doi:10.1007/s10457-011-9443-y.
- ROBBINS B.D, BELL S.S (1994) *Seagrass landscapes: a terrestrial approach to the marine subtidal environment*. Trends Ecol Evol 9 (8): 301-304.
- ROMERO J. (2004). *Posidònia: les prats del fons del mar. La mirada del biòleg a un ecosistema mediterrani*. Escola del Mar, Centre d'Estudis Marins de Badalona publ.:1-159.
- SINTES T., MARBA' N. & C.M. DUARTE (2006) *Modeling non-linear seagrass clonal growth: Assessing the efficiency on space occupation across the seagrass flora*. Estuaries and Coasts, 29: 72- 80.
- SHORT F. & S. WYLLIE-ECHEVERRIA (1996). *Natural and human induced disturbance of seagrasses*. Environmental Conservation, 23 (1): 17-27.
- SHORT F.T., COLES R.G. & C. PERGENT-MARTINI (2001). *Global seagrass distribution*. In: Short F.T. & R.G. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science B.V.: 5-30.

SOLIS-WEISS V., ALEFFI F., BETTOSO N. & P. ROSSIN (2004). *Gli indicatori biologici nel benthos del Golfo di Trieste*. Biol. mar. Medit., 11 (2): 351-354.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP) (2006). *Protecting coastal and marine environments from land-based activities. A guide for national action*. Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities (GPA).

WALKER D.I. & A.J. McCOMBE (1992) *Seagrass degradation in Australian coastal waters*. Mar. Poll. Bull., 25: 191-195.