



Università Ca' Foscari Venezia

Dottorato di ricerca in Scienze Ambientali, 22° ciclo

(A. A. 2006/2007 – A.A. 2008/2009)

**MODELLI DI DISTRIBUZIONE DELL'HABITAT PER LA
GESTIONE DI SPECIE LAGUNARI DI INTERESSE ALIEUTICO E
CONSERVAZIONISTICO**

SETTORE SCIENTIFICO-DISCIPLINARE DI AFFERENZA: **BIO07**

Tesi di dottorato di Matteo Zucchetta

Matricola: 955331

Coordinatore del dottorato
prof. Bruno Pavoni

Tutore del dottorando
prof. Piero Franzoi

Co-tutore del dottorando
Ing. Giovanni Cecconi

1	Introduzione	5
1.1	Modelli di distribuzione dell'habitat	6
1.2	Scopi della ricerca	9
1.3	Struttura della tesi	11
2	Materiali e metodi	13
2.1	Aree di studio	13
2.1.1	La laguna di Venezia	13
2.1.2	La sacca di Goro	13
2.2	Raccolta dei dati biotici	15
2.3	Dati ambientali	17
2.4	Modelli di distribuzione dell'habitat	19
2.5	Valutazione del modello	20
2.6	Applicazione dei modelli	20
2.7	Tipi di modelli	22
2.7.1	Generalized linear model (GLM)	22
2.7.2	Generalized additive model (GAM)	23
2.7.3	Regression quantile (RQ)	23
2.7.4	Random forest (RF)	24
3	Aree di nursery	27
3.1	L'orata <i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	29
3.1.1	Introduzione	29
3.1.2	Materiali e metodi	30
3.1.3	Risultati	34
3.1.4	Discussione	44
3.2	La passera pianuzza <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	47
3.2.1	Introduzione	47
3.2.2	Materiali e metodi	49
3.2.3	Risultati	52
3.2.4	Discussione	61
3.3	Il gambero grigio <i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)	69
3.3.1	Introduzione	69
3.3.2	Materiali e metodi	70
3.3.3	Risultati	72
3.3.4	Discussione	80
4	Specie di interesse per la pesca	83
4.1	La vongola filippina <i>Ruditapes philippinarum</i> (Adams & Reeve 1850)	84
4.1.1	Gestione della vongola filippina in laguna di Venezia	85
4.2	Scopi della ricerca	86
4.2.1	Seme	87
4.2.2	Produzione nelle aree di allevamento	106

5	Individuazione di habitat di interesse conservazionistico	123
5.1	Le fanerogame marine in laguna di Venezia	124
5.1.1	Materiali e metodi.....	124
5.1.2	Risultati	130
5.1.3	Discussione.....	137
6	discussione	139
6.1	Modelli di distribuzione dell'habitat negli ambienti di transizione.....	139
6.2	Implicazioni per la gestione	143
7	Bibliografia	148
8	Appendici	171
8.1	Pubblicazioni e partecipazione a congressi	172
8.1.1	Elenco delle pubblicazioni	172
8.1.2	Contributi a congressi.....	172
8.1.3	Partecipazioni a workshop	174
8.2	Materiale supplementare relativo al par. 3.2.....	175
8.3	Materiale supplementare relativo al par. 3.3.....	180
8.4	Materiale supplementare relativo al par 4.2.1	189

1 Introduzione

Al concetto di habitat sono associate molte definizioni simili tra loro ma non identiche, che insieme formano un complesso “*concept cluster*”, che, sebbene difficilmente enunciabile con precisione, è facilmente comprensibile anche dall’opinione pubblica (Morrison e Hall, 2002). Una definizione operativa, largamente condivisa, che può essere adottata è la seguente: “*L’habitat di una certa specie può essere definito come lo spazio fisico (e le condizioni biotiche e abiotiche che lo caratterizzano) dove tale specie risiede, trova rifugio e si riproduce*” (Dodson *et al.*, 1998, Morrison e Hall, 2002). Gli spazi fisici degli habitat sono quindi in genere caratterizzati da determinati intervalli di condizioni e risorse e sono solitamente individuabili sulla base di caratteristiche fisiche o biologiche dominanti, come ad esempio le caratteristiche della vegetazione (Bullini *et al.*, 1998). Per stabilire se un habitat è più o meno idoneo ad una data specie bisogna stabilire se presenta condizioni appropriate per la persistenza di individui e popolazioni. Morrison e Hall (2002) definiscono questa proprietà come “*habitat quality*”. Dal punto di vista degli organismi, quindi, l’habitat può essere definito sulla base delle condizioni più favorevoli alla specie. Rountree e Able (2007), ad esempio, definiscono l’“*organismal habitat*” come l’insieme di condizioni e risorse necessario agli individui per lo svolgimento del loro ciclo biologico. Nel caso di specie acquatiche marine oggetto di pesca, un habitat si definisce “essenziale” per una data specie quando è necessario per il completamento del ciclo biologico e per il mantenimento delle popolazioni delle specie stessa. L’habitat essenziale di una specie è quindi costituito dalle acque e dai substrati necessari agli individui per la deposizione, lo svolgimento della fase iniziale di vita, l’alimentazione e l’accrescimento finalizzati al raggiungimento della maturità riproduttiva (Benaka, 1999). Nel caso di molte specie nectoniche marine, le esigenze di habitat degli individui cambiano anche drasticamente nelle diverse fasi del ciclo vitale (per i pesci: uovo, larva, giovane, subadulto e adulto) (Elliott e Hemingway, 2002). La descrizione dell’habitat essenziale di queste specie deve quindi tener conto di tutti gli stadi vitali di una specie, evidenziando quelli che sono i principali fattori ambientali che rivestono un ruolo cruciale nelle diverse fasi del ciclo biologico (Benaka, 1999).

La gestione del territorio e il controllo degli impatti generati dalle attività antropiche, quindi, devono essere considerati parte integrante della gestione delle risorse naturali. Infatti, la distruzione degli habitat è il fattore che maggiormente contribuisce all’impoverimento a scala globale della biodiversità (Fahrig, 2001). La perdita di biodiversità si può tradurre in un’alterazione di molte funzioni e molti servizi degli ecosistemi (Worm *et al.*, 2006). In ambiente marino, la perdita di habitat si manifesta anche attraverso un’alterazione delle abbondanze e delle diversità funzionali (Airoldi *et al.*, 2008), che può intaccare alcune funzionalità peculiari degli ecosistemi (Valiela *et al.*, 2004) e quindi compromettere molti dei

servizi svolti dagli ecosistemi naturali nei confronti della società umana (Costanza *et al.*, 1997).

La necessità di considerare la tutela e la gestione degli habitat come un elemento integrante della gestione delle risorse naturali comincia ad essere riconosciuta a livello internazionale non solamente dalla comunità scientifica, ma anche dalle organizzazioni istituzionali. Ne è esempio il fatto che l'identificazione e la tutela degli habitat essenziali per le specie che rappresentano una risorsa alieutica è stato riconosciuto come un elemento fondamentale della loro gestione (Schmitt, 1999). Questo concetto è stato pienamente recepito dalle istituzioni statunitensi, dato che il Congresso ha modificato il *Fishery Conservation and Management Act* nel 1996, inserendo l'obbligo per le agenzie deputate alla gestione delle risorse di identificare e proteggere gli habitat essenziali delle specie pescate (*Essential Fish Habitat* EFH). L'adozione di una politica di tutela degli EFH è molto importante perché implica la necessità di identificare e gestire non solo gli habitat elettivi degli stock soggetti a sfruttamento, ma anche i fondali e le acque necessarie allo svolgimento di tutte le fasi vitali delle specie oggetto di pesca. Per le specie migratrici, ad esempio, diventa particolarmente importante individuare e tutelare gli habitat che funzionano come aree "nursery" (Beck *et al.*, 2003).

Anche nel campo della conservazione della biodiversità, la difesa delle specie a rischio di estinzione si realizza principalmente attraverso la tutela degli habitat in cui le specie vivono e si riproducono. Questo principio è saldamente radicato nella politica di tutela della biodiversità dell'Unione Europea, che attraverso la "Direttiva Habitat" (CEE/92/43), sancisce formalmente come la tutela delle specie meritevoli di conservazione vada effettuata attraverso la tutela dei loro habitat.

In quest'ottica l'identificazione e la localizzazione degli habitat di specie di particolare interesse rappresenta un elemento cruciale, e un importante contributo della ricerca scientifica nel supportare le decisioni gestionali. Uno degli approcci più popolari per individuare gli habitat è quello di sviluppare modelli di distribuzione degli habitat (Guisan e Zimmerman, 2000).

1.1 Modelli di distribuzione dell'habitat

Lo studio della distribuzione degli organismi è sempre stato un elemento centrale dell'ecologia (Guisan e Thuiller, 2005), che i biogeografi e gli ecologi hanno cercato di spiegare attraverso la descrizione delle relazioni esistenti tra le condizioni ambientali e le specie (Guisan e Zimmerman, 2000). Presto, lo studio di queste relazioni si è tradotto in una quantificazione delle loro entità, attraverso un approccio modellistico (Araujo e Guisan, 2006). Il primo modello di questo tipo è attribuito a Johnston (1924), che ha sfruttato la

quantificazione della relazione tra le condizioni climatiche e la distribuzione di una specie di cactus per predirne (con successo) l'invasione in Australia. La seconda fase nell'evoluzione di questo tipo di modelli si è svolta negli anni '70, con la pubblicazione dei primi modelli basati sull'utilizzo di macchine calcolatrici (Guisan e Thuiller, 2005). Come risultato si è registrato un continuo proliferare di studi che si proponevano di modellare le relazioni tra specie e ambiente (Franklin, 1995). Ma all'inizio degli anni '90 la diffusione di nuove tecnologie ha nuovamente rivoluzionato questo settore dell'ecologia quantitativa. Infatti la diffusione di strumenti GIS a basso costo e facilmente accessibili, abbinati all'evoluzione delle tecniche statistiche e alla *computer science* ha aumentato le potenzialità di questo tipo di modelli, accelerandone ulteriormente la propagazione (Guisan e Zimmerman, 2000; Guisan e Thuiller, 2005). Queste nuove applicazioni hanno improvvisamente reso obsolete le rappresentazioni delle distribuzioni delle specie fatte con mappe omogenee e bordi netti, stimolando dei dibattiti sulle scale spaziali e temporali più adatte per le osservazioni dei pattern di distribuzione (Goodchild, 2002). Le sintesi fatte da Guisan e Zimmerman (2000) e Scott *et al.* (2002) forniscono un quadro esaustivo delle ricerche condotte in questo periodo. Nell'ultimo decennio, la produzione scientifica sull'argomento ha continuato ad espandersi, rendendo, per certi versi, ancora più difficile fornire dei quadri sintetici. Tuttavia, in questo periodo sono emersi chiaramente alcuni temi di carattere generale che affrontano le principali problematiche di questo tipo di modelli. Queste problematiche sono sia di carattere tecnico che teorico. Nella prima categoria ricade la necessità di stabilire i criteri per scegliere il tipo di dati più adatti o come debbano essere condotti i rilievi di distribuzione delle specie oggetto di indagine (Hirzel e Guisan, 2002; Vaughan e Omerod, 2003; Bergman *et al.*, 2004; Guisan *et al.*, 2006; Loiselle *et al.*, 2007), quali siano le tecniche più idonee a modellare le distribuzioni delle specie (Meynard *et al.*, 2000; Elith *et al.*, 2006, 2008, 2009; Randin *et al.*, 2006; Johnson e Gillingham, 2008), come debbano essere valutati i modelli (Elith *et al.*, 2002; Vaughan e Omerod, 2003; Barry e Elith, 2005; Austin *et al.*, 2006; Jimenez Valverde *et al.*, 2008) e se la loro applicazione sia trasferibile nello spazio e nel tempo (Graf *et al.*, 2006; Randin *et al.*, 2006; Strauss e Biedermann, 2007; Sundblad *et al.*, 2007; McAlpine *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2009; Zanini *et al.*, 2009). Le più importanti questioni di tipo teorico, invece, si focalizzano sulla formalizzazione di questo tipo di strumenti, per definire cosa rappresentino questi modelli dal punto di vista ecologico (Guisan e Zimmerman, 2005; Araujo e Guisan, 2006), in modo da poter sviluppare delle procedure generali per assicurare a chi sviluppa i modelli di costruire degli strumenti ecologicamente robusti (Austin *et al.*, 2006). Un'altra questione fondamentale riguarda una seria e critica valutazione dell'adeguatezza e della validità delle proiezioni proposte (Thomas *et al.*, 2004; Thuiller *et al.*, 2004; 2007; Araujo *et al.*, 2005a, 2005b).

Questi modelli si basano sulla quantificazione delle relazioni esistenti tra la distribuzione delle specie e i parametri ambientali (qualsiasi fattore biotico o abiotico che ne influenzi la distribuzione). Solitamente sono costruiti come semplici modelli empirici (Guisan e Thuiller, 2005). Una volta messi a punto permettono di generare mappe che descrivono l'habitat potenziale di una specie, cioè l'insieme delle condizioni ambientali che assicurano alla specie di soddisfare i propri requisiti vitali minimi, in modo che a livello di popolazione possa essere garantito che i tassi di natalità siano maggiori o uguali a quelli di mortalità (Araujo e Guisan, 2006).

Tali modelli trovano solitamente applicazione in vari campi dell'ecologia applicata, della biologia della conservazione e in studi sulla biogeografia delle specie, ma sono importanti anche come uno strumento per l'approfondimento della teoria ecologica, dal momento che il loro sviluppo deve essere basato su solide conoscenze ecologiche (Guisan e Thuiller, 2005). Austin (2002) sottolinea come il processo di messa a punto di un modello di idoneità di habitat debba essere fortemente basato sulla formulazione di un modello ecologico concettuale, a cui deve seguire una fase in cui sono raccolte e ottimizzate tutte le informazioni necessarie (definizione del *data model*) e infine la formulazione di un modello matematico vero e proprio. I modelli di distribuzione dell'habitat sono anche stati ampiamente utilizzati per valutare gli impatti antropici, per testare ipotesi biogeografiche e valutare gli effetti dei cambiamenti climatici (Guisan e Zimmerman, 2000; Thomas *et al.*, 2004; Araujo *et al.*, 2005a; 2005b; Araujo e Rahbek, 2006; Araujo e New, 2007; Lassalle *et al.*, 2008; Algar, 2009; Anderson *et al.*, 2009; Svenning *et al.*, 2009). Le potenzialità predittive di questi modelli presentano sicuramente limitazioni che dipendono dai dati utilizzati e dal tipo di modello impiegato, ma rappresentano anche uno degli elementi che ha maggiormente determinato il loro successo nella comunità scientifica. Esiste infatti un ampio spettro di applicazioni proposte per valutare l'effetto di possibili cambiamenti dell'ecosistema sull'utilizzo degli habitat, che possono manifestarsi a diverse scale, dalla variazione del tenore delle precipitazioni al riscaldamento globale (Stoner *et al.*, 2001). Molte di queste applicazioni sono incentrate sulla modellazione degli habitat di specie importanti per la conservazione (Pearce e Ferrier, 2001), e risulta quindi chiaro l'interesse che suscita la possibilità di valutare l'effetto di possibili strategie di gestione del territorio, di possibili impatti derivanti da interventi sull'ambiente e di quegli interventi progettati per il recupero di habitat disturbati o perduti (ad esempio in Burnside *et al.*, 2002).

In generale, la maggior parte delle pubblicazioni che propongono lo sviluppo e l'applicazione di modelli di distribuzione è incentrata su specie terrestri, ma sono in costante aumento anche le applicazioni sviluppate per gli ambienti acquatici. Tra queste possono essere citate quelle mirate alla modellazione di specie di interesse per la conservazione (come ad

esempio in Kameyama *et al.*, 2007), o per risorse di interesse per la pesca (Vaz *et al.*, 2008), alcune delle quali specifiche per ambienti di transizione dell'Adriatico settentrionale (Vincenzi *et al.*, 2006a, 2006b, 2007). Esistono anche applicazioni esplicitamente finalizzate alla quantificazione degli effetti dei cambiamenti climatici sulla comunità ittica, valutati utilizzando modelli predittivi di distribuzione (Lasalle *et al.*, 2008).

1.2 Scopi della ricerca

Questa ricerca ha lo scopo di proporre lo sviluppo di modelli di distribuzione dell'habitat di specie animali e vegetali e la loro applicazione in ambienti di transizione come strumento per la gestione di alcune peculiari funzionalità di questi sistemi. In questo modo sarà possibile verificare l'idoneità dell'approccio applicato agli ecosistemi di transizione, che rappresentano casi relativamente poco frequenti nella letteratura dedicata. Inoltre la scelta di specie particolari, appartenenti a diversi comparti dell'ecosistema, permetterà di confrontare le diverse strategie che devono essere adottate per individuare gli habitat di specie con caratteristiche ecologiche molto diverse tra loro. Inoltre lo studio di queste specie permetterà di capire come debbano essere impostati studi di distribuzione dell'habitat, che si riferiscono alla gestione di specie implicate in diverse funzioni o caratteristiche dei sistemi di transizione. Infine, pur non potendo essere rappresentativi della complessità delle comunità degli ambienti di transizione, un primo tentativo di un utilizzo congiunto dei modelli di distribuzione dell'habitat sviluppati permetterà di valutare se esistono eventuali ricadute gestionali nell'integrazione di diversi modelli.

In particolare è stata studiata la distribuzione di alcune specie marine che utilizzano gli ambienti costieri e lagunari come aree di "nursery" (Beck *et al.*, 2003). Questo fenomeno rappresenta una funzione chiave degli ecosistemi costieri ed un elemento importante della connettività tra gli ecosistemi costieri ed estuarini da una parte e quelli più tipicamente marini dall'altra (Able, 2005). Nell'ottica della gestione della pesca, quindi, lo studio degli habitat essenziali all'accrescimento delle specie migratrici che entrano in laguna durante le prime fasi del loro ciclo vitale, può fornire informazioni fondamentali sul reclutamento di individui destinati a costituire stock marini soggetti a sfruttamento. Le specie indagate sono l'orata (*Sparus aurata*), la passera (*Platichthys flesus*) ed il gamberetto grigio (*Crangon crangon*).

Negli ambienti di transizione dell'Alto Adriatico lo sfruttamento delle risorse alieutiche rappresenta un'attività di elevato interesse dal punto di vista economico e sociale. La pesca è un'attività ampiamente diffusa, che spesso rappresenta una pressione sulle risorse sfruttate e genera impatti sulla morfologia e la struttura stessa degli habitat coinvolti. La più recente di queste attività è lo sfruttamento della vongola filippina (*Ruditapes philippinarum*). Questa attività si è diffusa velocemente all'inizio degli anni '90 grazie all'elevata redditività (Provincia di Venezia, 2000). Ma presto lo sfruttamento in regime di libero accesso

(Provincia di Venezia, 2000; 2009), oltre a contribuire al degrado dell'ecosistema lagunare, aggravato dalle tecniche di raccolta adottate (Provincia di Venezia, 2000, 2009; Granzotto *et al.*, 2001; Badino *et al.*, 2004; Boatto e Pellizzato, 2005; Sfriso *et al.*, 2005a, 2005b), ha messo in crisi la risorsa (Turolla *et al.*, 2008). La crisi dell'attività ha innescato dei piani di gestione per regolamentare lo sfruttamento attraverso la limitazione delle aree utilizzabili (Provincia di Venezia, 2000). Il processo si è dimostrato particolarmente lento e complicato, e la riconversione in un sistema basato principalmente sull'allevamento è ancora in atto (G.R.A.L., 2009; Provincia di Venezia, 2009). Esistono in letteratura modelli di distribuzione dell'habitat (Vincenzi *et al.*, 2006a, 2006b, 2007), sviluppati per un ambiente di transizione dell'Alto Adriatico (Sacca di Goro), mirati a valutare la produttività della vongola filippina. Alcuni Enti deputati alla gestione della pesca in laguna di Venezia hanno già riconosciuto la potenziale utilità di questi strumenti nel pianificare ed ottimizzare l'utilizzo della risorsa (Provincia di Venezia, 2009). In questa ricerca si intende portare avanti questo approccio affrontando due delle problematiche principali tra le attività intraprese per il passaggio alla venericoltura, che sono la gestione delle aree di nursery per la vongola e la valutazione dell'idoneità delle aree in concessione per l'allevamento (G.R.A.L., 2006, 2009; Provincia di Venezia, 2009). Questo è stato fatto sviluppando e applicando modelli di distribuzione dell'habitat per il seme di *R. philippinarum* e per stimare la produzione potenziale nelle aree in concessione.

Inoltre negli ambienti di transizione sono presenti habitat il cui ruolo chiave nel sostenere la biodiversità è universalmente riconosciuto. Tra questi sono molto importanti gli habitat a praterie di fanerogame marine. Tutte e tre le specie presenti nelle lagune della costa italiana del Nord Adriatico, *Zostera marina*, *Cymodocea nodosa* e *Nanozostera noltii*, sono considerate meritevoli di salvaguardia e conservazione. La convenzione di Berna considera *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*, come specie "strettamente protette", vietando espressamente tutte le azioni intenzionali comportanti la scomparsa di queste specie, mentre *Nanozostera noltii* è inclusa nell'annesso II del protocollo ASPIM della convenzione di Barcellona. Ma oltre all'importanza della tutela di queste specie di per sé, bisogna considerare che grazie al loro ruolo di "ecosystem engineering" (Jones *et al.*, 1997; Bos *et al.*, 2007), le praterie di fanerogame sommerse svolgono funzioni ecologiche fondamentali all'interno dell'ambiente lagunare, anche in conseguenza della loro architettura tridimensionale, ad esempio stabilizzando i fondali e fornendo cibo e protezione a molte specie animali sia bentoniche che nectoniche (Hemminga e Duarte, 2000). Le praterie a fanerogame marine rappresentano un tipico esempio di quello che Rountree e Able (2007) definiscono *ecological habitat*. In particolare, per quanto riguarda la fauna nectonica gli habitat a prateria supportano elevate abbondanze e biomasse ittiche (Mainardi *et al.*, 2002, 2004, 2005; Franco *et al.*, 2004, 2006a, 2006b). Inoltre, l'importanza conservazionistica delle

praterie di fanerogame, è aumentata dal fatto che ospitano alcune specie minacciate, come i cavallucci marini *Hippocampus hippocampus* e *H. guttulatus* (IUCN, 2009). In quest’ottica nell’ambito di questa ricerca è stata affrontata l’attività di sviluppo e applicazione di modelli di distribuzione dell’habitat per le tre specie di fanerogame marine presenti in laguna di Venezia.

1.3 Struttura della tesi

Nella tesi sono state affrontate tre tematiche legate a diverse funzionalità e proprietà degli ambiente di transizione. Per ciascuna di queste tematiche sono state selezionate una o più specie per illustrare le diverse problematiche che devono essere affrontate per sviluppare i modelli di distribuzione dell’habitat. Le specie scelte appartengono ai compartimenti macrofitobentonici, macrozoobentonici e nectonici, e conseguentemente presentano caratteristiche estremamente diverse tra loro. Inoltre le fonti di dati utilizzate per sviluppare i modelli sono diverse, ed esclusivamente per alcune delle specie trattate è stata ideata e realizzata una campagna di raccolta di dati effettuata nell’ambito di questo progetto di tesi.

Per questi motivi è stato deciso di presentare i modelli di distribuzione come casi di studio autonomi, raggruppati in capitoli che rappresentano le diverse tematiche affrontate. Nel capitolo 2, sono presentati gli elementi metodologici comuni ai casi di studio presentati, mentre nel capitolo 6 i principali risultati emersi nella trattazione dei singoli casi sono discussi in maniera integrata. Nella Tabella 1-1 è riportata una schematizzazione dei casi di studio affrontati.

Tabella 1-1. Schema dei casi di studio.

Tematica	Casi di studio affrontati
Aree di nursery	<ul style="list-style-type: none"> - Modello di distribuzione dei giovanili di orata, <i>Sparus aurata</i>, nella Sacca di Goro. - Modello di distribuzione dei giovanili di passera, <i>Platichthys flesus</i>, in laguna di Venezia. - Modello di distribuzione dei giovanili del gamberetto grigio, <i>Crangon crangon</i>, in laguna di Venezia.
Pesca	<ul style="list-style-type: none"> - Identificazione delle aree elettive di nursery per il seme della vongola filippina, <i>Ruditapes philippinarum</i>. - Valutazione dell’idoneità per l’allevamento della vongola filippina, <i>Ruditapes philippinarum</i>, delle aree in concessione per la venericoltura in laguna di Venezia.
Conservazione della biodiversità	<ul style="list-style-type: none"> - Identificazione degli habitat a praterie di fanerogame marine in laguna di Venezia: <ul style="list-style-type: none"> - Modello per <i>Zostera marina</i> - Modello per <i>Nanozostera noltii</i> - Modello per <i>Cymodocea nodosa</i>

2 Materiali e metodi

2.1 Aree di studio

2.1.1 La laguna di Venezia

La laguna di Venezia è situata lungo la costa italiana dell'Adriatico settentrionale, e rappresenta la più grande laguna mediterranea, ricoprendo un'estensione di circa 550 km² (Figura 2-1). È una laguna costiera microtidale, con profondità media di 1.2 m² (Molinaroli *et al.*, 2007), dove grandi aree di bassofondo, che coprono circa il 75% della superficie totale (Molinaroli *et al.*, 2009), sono collegate da una rete di canali, la cui maggioranza non supera i 2 m di profondità (Solidoro *et al.*, 2002). I canali più profondi sono connessi a tre larghe bocche di porto (Lido, Malamocco e Chioggia), che garantiscono la connessione tra la laguna e il mare grazie ai flussi di marea, caratterizzati da un'ampiezza di ± 50 cm durante le fasi di sizigia (Umgiesser *et al.*, 2004). In media un terzo del volume d'acqua dell'intero bacino (390×10^6 m³) è scambiato durante ogni ciclo di marea (Gacic *et al.*, 2004), sebbene gli scambi con il mare siano fortemente influenzati dalle condizioni di meteo (Cucco e Umgiesser, 2006). Il bacino può essere suddiviso da tre partiacque in quattro sottobacini (Figura 2-1) (Solidoro *et al.*, 2004a). I sedimenti superficiali del fondale sono caratterizzati principalmente dalla componente siltosa-argillosa, con un contenuto medio di fango pari a circa l'80% del peso umido, con una trend spaziale che mostra un incremento da Sud verso Nord (Molinaroli *et al.*, 2007). La salinità della colonna d'acqua è fortemente influenzata dagli apporti di acqua dolce, che possono essere quantificati in un flusso medio annuale di circa 35.5 m³s⁻¹ (Zuliani *et al.*, 2005), di cui più del 50% localizzato nel sottobacino settentrionale (Zonta *et al.*, 2005; Zuliani *et al.*, 2005).

2.1.2 La sacca di Goro

La Sacca di Goro è situata nell'Adriatico settentrionale, nell'area meridionale del delta del fiume Po (44.78–44.83° N, 2.25–12.33° E) (Figura 2-2), ed è caratterizzata da un'estensione di circa 26 km². La profondità media è di 1.5 m, e il bacino è separato dal mare da un cordone litoraneo che forma due bocche di circa 900 m ciascuna. Queste sono responsabili degli scambi di acqua marina, mentre all'interno della sacca sono presenti quattro immissioni di acqua dolce, che sono i fiumi Po di Goro e Po di Volano, e i canali Bianco e Giralda.

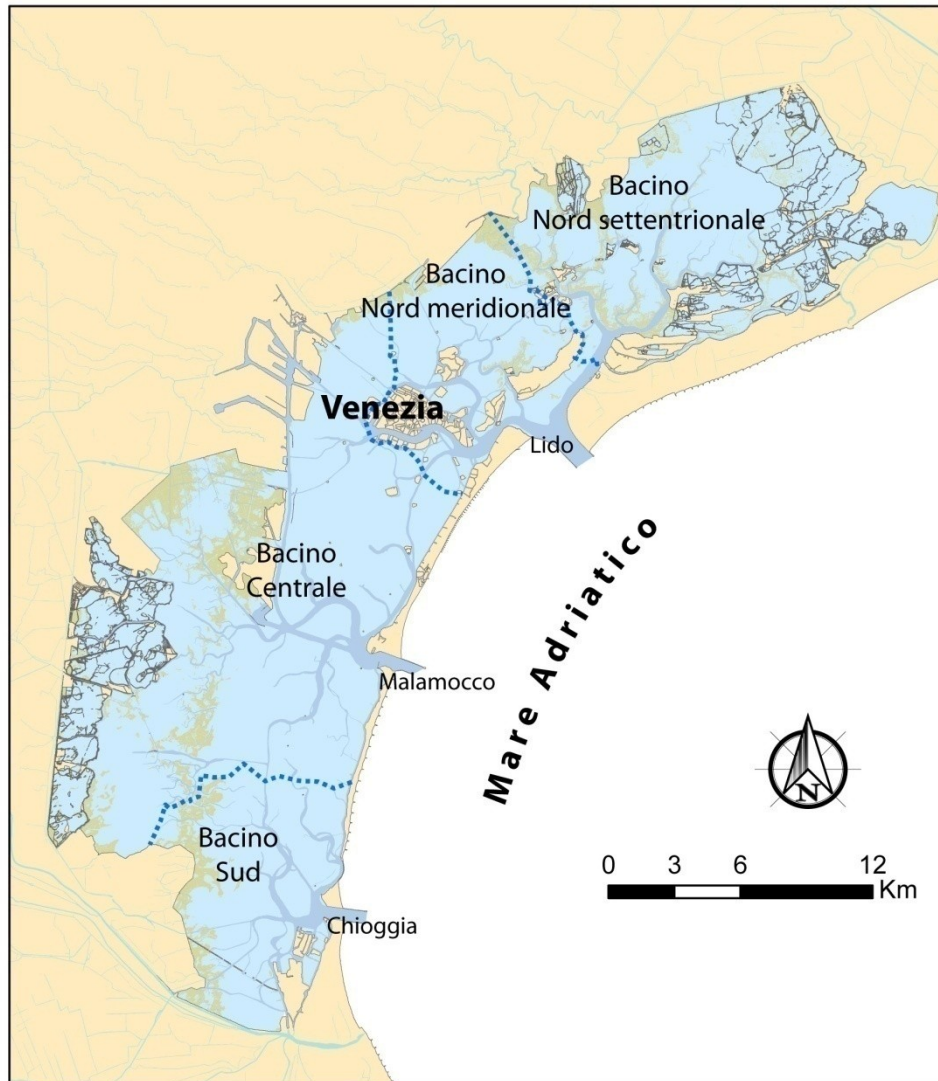


Figura 2-1. La laguna di Venezia.

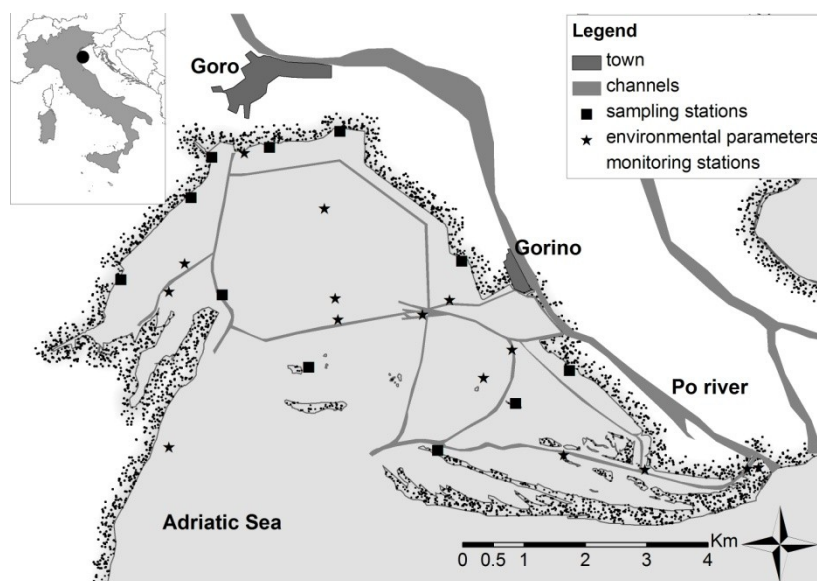


Figura 2-2. La Sacca di Goro e le stazioni di campionamento.

2.2 Raccolta dei dati biotici

Per ognuno dei casi di studio affrontati nel corso di questa ricerca sono state utilizzate basi di dati diverse, in modo da sfruttare per ogni applicazione le migliori informazioni disponibili. Sebbene una parte consistente dei dataset impiegati sia stata collezionata nell'ambito di studi e progetti di ricerca pregressi, per alcuni casi di studio i dati disponibili sono stati integrati con informazioni raccolte in una campagna appositamente progettata condotta nel 2008.

Di seguito è riportata una sommaria descrizione dei dataset utilizzati per la modellazione delle specie nectoniche:

- **2003/2004** – 11 stazioni di campionamento della fauna ittica, con rilevamenti all'incirca settimanali da marzo a maggio 2003 (9 campagne) e circa quindicinali da marzo a maggio 2004 (5 campagne) in aree di bassofondo della Sacca di Goro. 10 stazioni di campionamento della fauna nectonica, nel sottobacino settentrionale della laguna di Venezia, campionate con frequenza quindicinale da marzo a dicembre 2004. In entrambe le aree di studio è stata utilizzata una “tratta da pesce novello” lunga 25 m ed alta 2 m nella porzione centrale, con dimensioni della maglia a scalare da 6 a 2 mm dalle ali verso il centro. Questi dati sono stati raccolti nell'ambito di un progetto “Messa a punto di metodologie innovative applicabili alla valutazione del novellame da allevamento”, con responsabile scientifico Prof. Franzoi del Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università Ca' Foscari Venezia, e riconducibile al “*VI Piano Triennale della pesca e dell'acquicoltura in acque marine e salmastre*”.
- **2005** – 10 stazioni di campionamento della fauna nectonica, nel sottobacino settentrionale della laguna di Venezia, campionate con frequenza quindicinale da marzo a giugno 2005, attraverso l'impiego di una “tratta da pesce novello” (dimensioni: 23x3m, con dimensioni della maglia a scalare da 4.5 a 2 mm dalle ali verso il centro). Questi campionamenti sono stati effettuati nell'ambito di uno studio condotto per conto del Magistrato alle Acque di Venezia (MAG. ACQUE, Unive-DSA, 2007), con la finalità di mettere a punto indicatori di funzionalità dell'ambiente lagunare. Alcuni dei risultati dello studio sono basati sulle ricerche effettuate in questo progetto di tesi.
- **2008** - 8 stazioni del bacino settentrionale della laguna di Venezia, e 12 nel sottobacino centrale, campionate con frequenza mensile (quindicinale in marzo e aprile) da febbraio a novembre 2008, nell'ambito dello studio Studio B12.3/IV “*La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche,*

dell'avifauna e dell'ittiofauna" (MAG. ACQUE, Unive-DSA, 2008). Questo studio è basato sui risultati della presente ricerca. Il campionamento è stato ideato per l'acquisizione di dati relativi all'abbondanza delle specie bersaglio e alla misura delle variabili ambientali che maggiormente influenzano la distribuzione del necton. La scelta delle stazioni è stata effettuata in modo da poter rappresentare in maniera adeguata il range di variazione dei variabili utilizzate dai modelli. In seguito ad un'uscita esplorativa, sono state selezionate le stazioni, tenendo conto della praticabilità dei fondali, della presenza degli attributi morfologici necessari all'attività di campionamento e delle condizioni ambientali necessarie a coprire il range di variazione dei parametri presi in esame. Contestualmente alla raccolta della fauna neotonica sono stati rilevati i principali parametri che caratterizzano la stazione, come la temperatura dell'acqua, la salinità, la torbidità, la concentrazione di ossigeno disciolto, la composizione granulometrica e il contenuto di sostanza organica del sedimento superficiale. Per ogni campione di fauna neotonica vengono determinati l'abbondanza e la biomassa umida totale delle specie "bersaglio". Di un sottocampione di individui di ogni specie è stata poi effettuata la misura della lunghezza (ittiometro; ± 0.5 mm) e del peso umido totale (bilancia analitica; ± 0.001 g). Per quanto riguarda l'analisi dei campioni di sedimento, questa è stata effettuata mediante setacciatura meccanica attraverso una pila di setacci con maglie decrescenti da 0.063 a 0.5 mm, al fine di determinare la percentuale di sabbia, e silt-argilla. Di ogni campione, viene inoltre misurato il contenuto ponderale di sostanza organica nel sedimento seguendo il metodo "Loss of ignition".

I dati sulla distribuzione di *Ruditapes philippinarum* sono stati ricavati da:

- **2003** - 23 stazioni del bacino centrale e settentrionale della laguna di Venezia, campionate nell'ambito di un programma di monitoraggio sul seme di *R. philippinarum*, mediante l'impiego di una draga idraulica sperimentale, che ha permesso di esprimere la distribuzione dei giovanili di vongola filippina (Pellizzato *et al.*, 2005a).
- **2004 - 2006** - 12 stazioni nel bacino centrale, campionate nell'ambito di un programma di monitoraggio del seme, mediante l'impiego di una draga idraulica sperimentale. Tali rilievi sono stati condotti nell'ambito dello Studio B12.3/III "*La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna*" (MAG. ACQUE, Agri.Te.Co, 2007).
- **2007** - 12 stazioni nel bacino centrale, campionate nell'ambito di un programma di monitoraggio del seme, mediante l'impiego di una draga idraulica sperimentale. Tali rilievi sono stati condotti nell'ambito dello Studio B12.3/IV "*La funzionalità*

dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna" (MAG. ACQUE, Agri.Te.Co, 2008).

- **2007** – dati di stima delle biomasse di prodotto commerciale nelle aree in concessione e nelle aree di pesca emergenziale nel 2007, condotte dall'Istituto di ricerca Agri.Te.Co, per conto degli enti competenti in materia (Pellizzato, dati non pubblicati).

I dati sulle praterie a fanerogame marine sono stati ricavati:

- **2004 - 2006** mappature della distribuzione di *Zostera marina*, *Nanozostera noltii* e *Cymodocea nodosa*, eseguite nell'ambito dell'attività A dello Studio MELa 2 (MAG.ACQUE – Selc, 2004).

2.3 Dati ambientali

Per sviluppare i modelli di distribuzione dell'habitat è necessario disporre di matrici di dati che associno a ciascuna osservazione della variabile biotica da modellare i valori delle variabili ambientali necessarie a descrivere le condizioni degli habitat. Per variabile ambientale si intende qualsiasi fattore, abiotico o biotico che caratterizzi l'habitat della specie oggetto di indagine. La scelta delle variabili prese in esame è stata effettuata caso per caso, ma è comunque possibile fornire una descrizione generale della matrice delle variabili ambientali, riportate di seguito. Difformità dalle caratteristiche generali, o maggiori dettagli specifici sono trattati all'interno dei capitoli dedicati ai singoli casi di studio.

I principali parametri che caratterizzano la colonna d'acqua sono stati misurati su campioni d'acqua prelevati in campo contestualmente alla raccolta dei campioni biologici. In ogni stazione sono stati registrati la temperatura dell'acqua (± 0.1 °C), la salinità (± 0.5 PSU), la concentrazione dell'ossigeno disciolto (± 0.1 mg l⁻¹) e la torbidità (± 0.1 FTU), misurando i valori su campioni raccolti a metà della colonna d'acqua. Prelievi di carote di sedimento sono stati effettuati una tantum per ciascuna stazione di campionamento. I campioni di sedimento sono stati conservati ad una temperatura di -20° C e la percentuale di sabbia è stata determinata per lo strato superficiale (15 cm) seguendo i metodi descritti in Guertin *et al.* (1984).

Alcuni dei dataset impiegati nella presente ricerca erano stati ideati per scopi diversi dall'impiego che ne è stato fatto nel corso della presente ricerca, e non prevedevano il campionamento di alcuni, o di tutti i parametri ambientali sopra elencati. Qualora non fossero stati rilevati in campo i dati sulle variabili ambientali sono state ricavate dal database di dati ambientali utilizzato per l'applicazione dei modelli (cfr. par. 2.6).

Inoltre sono state prese in esame alcune caratteristiche fisiche e morfologiche dell'habitat, difficilmente misurabili in campo, che sono state stimate in ambiente GIS o attraverso l'applicazioni di modelli matematici. Questi parametri, volti a calcolare le condizioni morfologiche e idrodinamiche, soprattutto in relazione all'effetto del vento, sono:

- campi di velocità della corrente; ricavati da Brath *et al.* (2000) per la sacca di Goro e da Molinaroli *et al.*, (2007) per la laguna di Venezia.
- tempi di residenza (giorni); ricavati da Cucco *et al.* (2009) per la laguna di Venezia.
- distanza idraulica dal mare (m); per ogni stazione di campionamento nella sacca di Goro è stata stimata la distanza dal mare attraverso la rete di canali.
- fetch (m)(estensione della superficie d'acqua su cui spira il vento con direzione e intensità costante); calcolato in ogni stazione della laguna di Venezia seguendo le indicazioni del *Shore Protection Manual* (Rohweder *et al.*, 2008). Diverse misure di fetch sono state considerate nelle diverse analisi, e cioè il fetch nelle direzioni dei venti dominanti, *Bora* (45°) e *Scirocco* (135°) (Marotta e Guerzoni, 2006), ed un indice integrato di fetch massimo, stimato utilizzando il valore massimo del fetch calcolato per ogni stazione per ciascuna direzione, con incrementi di 15° (Ekebom *et al.*, 2003). È stato utilizzato anche il valore medio del fetch, calcolato come media pesata del fetch di tutte le direzioni, utilizzando come peso la frequenza degli eventi di vento in ogni particolare direzione.
- Relative Exposure Index (REI) (Murphey e Fonseca, 1995); tale indice tiene conto della velocità, direzione e durata del vento, e del *fetch*, ed è considerato un indice di moto ondoso di origine eolica (Garcon *et al.*, *in press*). L'indice è stato applicato seguendo la formula:

$$REI = \sum_{i=1}^8 (V_i \times P_i \times F_i)$$

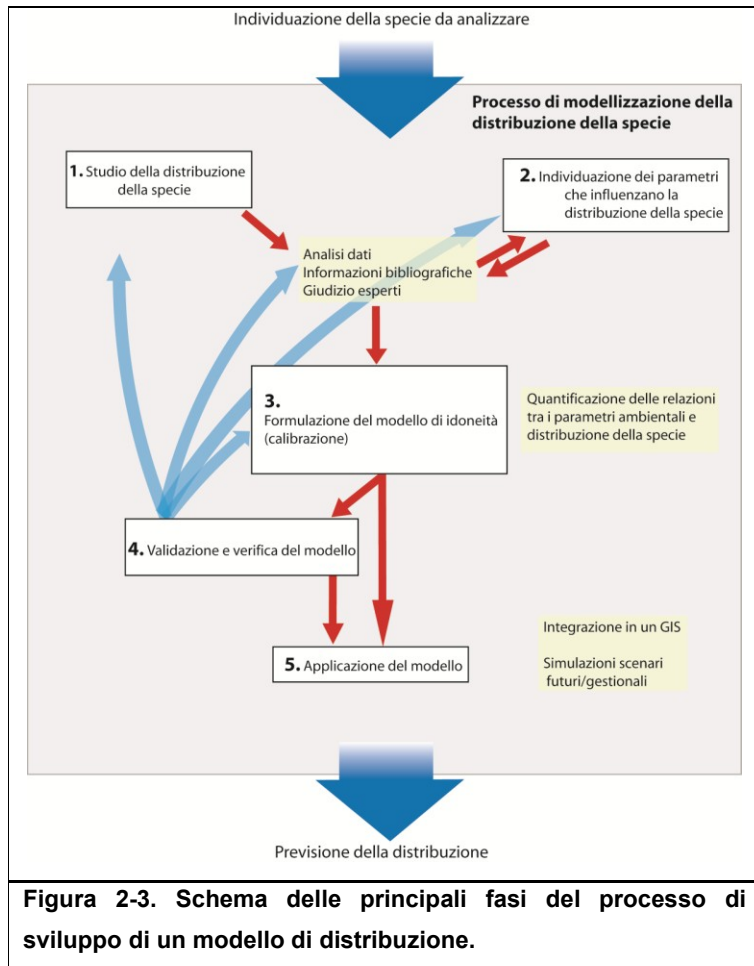
dove i = direzione i -esima del vento, V = media mensile della velocità massima del vento (m/s), P = frequenza con cui il vento spira in una certa direzione i (%) e F = fetch, definito come la distanza tra un sito e l'ostacolo più vicino in grado di fermare l'onda lungo una data direzione (m) (Fonseca e Bell, 1998). Questo indice è stato calcolato su base giornaliera.

- Altezza massima dell'onda (m) e indice di energia dell'onda Representative Wave Energy (RWE) (J/m), calcolati nei punti dove sono collocate le stazioni di campionamento della laguna di Venezia, applicando un semplice modello di propagazione lineare delle onde, WEMo (Malhotra e Fonseca, 2007). Attraverso

questo modello è possibile calcolare lo sviluppo potenziale delle onde generate dal vento, trascurando la diffrazione e la riflessione delle onde.

2.4 Modelli di distribuzione dell'habitat

La procedura generale che è stata seguita per sviluppare i modelli di distribuzione



dell'habitat dei diversi casi di studio presentati in questo progetto di ricerca è schematizzata in Figura 2-3. La prima fase del processo è incentrata sullo studio della distribuzione della specie, che avviene grazie all'analisi dei dati disponibili e alla raccolta di informazioni di letteratura e sulla base del giudizio degli esperti.

È infatti spesso sottolineato come il processo di messa a punto di un modello di distribuzione dell'habitat debba proprio basarsi sulla formulazione di un modello ecologico concettuale, a cui deve seguire una fase di raccolta e ottimizzazione di tutte le informazioni necessarie

(definizione del *data model*) (fase 2) e solo successivamente può avvenire la formulazione di un modello matematico vero e proprio (Austin 2002) (fase 3). In questo progetto di ricerca sono state adottate diverse tecniche statistiche per la formulazione dei modelli (cfr. par 2.7), ma l'adozione della procedura sopra indicata ha assicurato di sviluppare modelli che non rappresentano la semplice correlazione tra le variabili ambientali e la distribuzione delle specie, ma che rispettano le assunzioni ecologiche imposte durante la loro formulazione. Il risultato è quindi uno strumento non esclusivamente guidato dai dati, ma che include "regole" dettate dalle conoscenze sulla biologia ed ecologia della specie.

2.5 Valutazione del modello

Il modello sviluppato viene poi valutato e verificato, testando le capacità predittive e la coerenza con i “vincoli” ecologici (fase 4 della Figura 2-3). Qualora il modello non fosse giudicato adatto a rappresentare la distribuzione della specie in esame potrebbe rendersi necessario ripercorrere le fasi precedenti, per cercare di capire se devono essere aggiustate le assunzioni sull'utilizzo dell'habitat, se devono essere implementati i dati utilizzati o deve essere cambiata la formulazione o la tipologia di modelli utilizzati.

Per i modelli calibrati utilizzando una variabile di risposta continua (densità/produzione), le capacità predittive sono state valutate confrontando il grado di correlazione tra previsione ed osservazione mentre sono state impiegate varie statistiche per la valutazione delle previsioni in caso di risposta di tipo presenza assenza:

- sensitivity (probabilità condizionale di classificare correttamente una presenza); che rappresenta il tasso di presenze correttamente classificate
- specificity (probabilità condizionale di classificare correttamente una assenza); che rappresenta il tasso di assenze correttamente classificate
- percentuali di osservazioni correttamente classificate (PCC);
- Cohen's kappa;
- Area Under the receiver operator Curve (AUC)

Queste misure sono le più indicate per la valutazione dei modelli binomiali (Fielding and Bell, 1997). L'AUC è l'unica statistica che non necessita della definizione della soglia per tradurre le predizioni continue dei modelli (probabilità di presenza) in una classificazione dei siti in presenza/assenza. Per le altre statistiche le soglie più opportune sono state scelte prendendo in esame diversi criteri: 1) la prevalenza delle presenze nel dataset di calibrazione; 2) MDT (Minimized Difference Threshold), data dalla differenza tra sensibilità e specificità; 3) MST (Maximized Sum Threshold), basata sulla somma di sensibilità e specificità; 4) la soglia 0.5 (Jimenez-Valverde e Lobo, 2007).

2.6 Applicazione dei modelli

L'ultima fase del processo (fase 5 della Figura 2-3), è rappresentata dall'applicazione del modello. Anche per questa fase ci sono delle differenze tra i diversi casi di studio, che dipendono dalla specie studiata, dal tipo di modello e dallo scopo dell'analisi, se si intendeva cioè ricostruire l'utilizzo dell'habitat in un periodo particolare oppure ricreare la situazione generale.

Tuttavia per l'applicazione di tutti i modelli presentati in questa tesi sono state necessarie alcune attività preparatorie comuni, presentate di seguito.

I modelli sviluppati e verificati sono stati applicati in maniera predittiva usando layer GIS in formato raster come predittori, in modo da ottenere predizioni per l'intero bacino. Per fare questo sono stati sviluppati dei database con tutte le informazioni sui parametri ambientali, sia per la sacca di Goro sia per la laguna di Venezia. In seguito i valori puntuali delle stazioni di monitoraggio sono stati interpolati in maniera standardizzata in ambiente GIS su una griglia regolare.

Nella sacca di Goro sono state utilizzate griglie di 231x130 celle di 50 m di lato, mentre in laguna di Venezia le interpolazioni sono state effettuate su griglie di 422x345 celle di 100m di lato. La mappa della granulometria è stata ottenuta da Simeoni *et al.* (2000) per la Sacca di Goro, mentre è stata ricavata per interpolazione di valori puntuali presentati in diversi studi condotti per conto del Magistrato alle Acque (MAG. ACQUE - Selc, 2005; MAG.ACQUE – Thetis, 2005a) per la laguna di Venezia. L'interpolazione è stata eseguita dopo aver modellato la dipendenza spaziale, rappresentata dal variogramma sperimentale, utilizzando la libreria 'gstat' (Pesebma, 2004) per il pacchetto software R (R development core team, 2008).

I dati di temperatura, salinità, ossigeno disciolto, torbidità e concentrazione di clorofilla-*a* sono stati ottenuti dalle autorità preposte al monitoraggio della qualità delle acque, e cioè la provincia di Ferrara e l'ente Arpa Emilia-Romagna per la sacca di Goro e il Magistrato alle Acque per la laguna di Venezia (MAG. ACQUE – Thetis, 2005b; Mag. Acque – SAMA - Thetis, 2007). I valori puntuali sono stati ottenuti per interpolazione attraverso l'algoritmo deterministico IDW (*Inverse Distance Weighting*), dopo che è stato scelto il peso ottimale che minimizza l'errore di interpolazione, attraverso una procedura di *cross-validation* (10 fold C.V.).

La procedura è stata eseguita con cadenza quindicinale tra marzo e maggio 2003 e 2004 per la sacca di Goro (12 layer per ciascun parametro), e utilizzando i dati delle campagne mensili effettuate tra il 2001 e il 2007 per la laguna di Venezia (84 layer per ciascun parametro).

Per le variabili morfologiche/idrauliche, e cioè distanza idraulica, fetch dei venti dominanti, fetch massimo, fetch medio, REI, RWE e altezza d'onda massima è stato calcolato il valore per ciascuna cella delle griglie di riferimento, in modo da ottenere un layer raster delle stesse dimensioni degli altri parametri ambientali per le variabili considerate fisse nel tempo e un valore per ciascun mese del periodo 2001-2007 per le variabili che dipendono dalle condizioni meteorologiche.

2.7 Tipi di modelli

Nella fase di sviluppo dei modelli di distribuzione dell'habitat presentati in questa tesi, sono state esplorate tutte le metodologie principali adottate nella letteratura internazionale. I modelli finali sono stati calibrati seguendo quattro diverse tecniche statistiche, tre delle quali rappresentano un'estensione del modello lineare (*Generalize Linear Models*, *Generalized Additive Models* e *Regression Quantile*) e una ascrivibile alle moderne tecniche di *machine learning* (*Random Forest*). Anche la struttura dei modelli è stata valutata caso per caso, decidendo quali variabili includere e la forma che queste possono assumere nel modello (termini polinomiali) e la definizione della variabile di risposta. Per alcune specie, infatti, è stato preferito modellare la presenza/assenza (passera, e praterie a fanerogame sommerse), mentre in altri casi è stato necessario utilizzare la densità ($\ln(n \cdot 100 \text{ m}^{-2})$) (orata, gamberetto grigio e seme di vongola). Per la valutazione dell'idoneità della laguna di Venezia all'allevamento della vongola filippina è stata utilizzata come variabile di risposta la produttività ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{anno}^{-1}$) delle aree.

2.7.1 Generalized linear model (GLM)

I modelli lineari generalizzati (GLM) rappresentano un'estensione del più classico modello lineare nell'ambito della regressione lineare. Mentre nel modello lineare classico si ipotizza che la variabile dipendente sia distribuita in modo normale, nei modelli lineari generalizzati la variabile dipendente può essere distribuita come una qualsiasi variabile casuale della famiglia esponenziale.

Nei GLM le variabili predittrici X_j ($j=1 \dots p$) sono combinate in modo da produrre un predittore lineare, del tutto simile ad un modello lineare, che è legato alla variabile di risposta Y attraverso una funzione di link $g(\cdot)$:

$$g(E(Y)) = \alpha + X^T \beta \quad (1)$$

dove α rappresenta l'intercetta, X è un vettore di predittori (X_1, \dots, X_p), e per una generica osservazione i -esima del campione si può scrivere:

$$g(\mu_i) = \alpha + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i1} + \dots + \beta_p x_{ip} \quad (2)$$

La funzione di link può essere una qualsiasi funzione monotona differenziabile (come il logaritmo o la funzione *logit*). La varianza di Y dipende da $\mu = E(Y)$ attraverso la funzione di varianza $V(\mu)$, dato che $\text{Var}(Y) = \Phi V(\mu)$, dove Φ è il parametro di dispersione. Quando la dispersione è più grande di quanto atteso dalla distribuzione adottata (sovradisersione), può essere stimata con procedure *quasi-likelihood* (McCullagh e Nelder, 1989)

I principali vantaggi dell'adozione dei modelli lineari generalizzati, rispetto ai modelli lineari risiedono (Guisan *et al.*, 2002):

- Nell'abilità di trattare un'ampia possibilità di distribuzioni, oltre a quella gaussiana, compreso distribuzioni qualitative o semi-quantitative (ordinali) (Guisan e Harrel, 2000).
- Nella relazione tra la variabile di risposta e i predittori lineari, attraverso la funzione di link, che, oltre ad assicurare la linearità, rappresenta un metodo efficiente di forzare le predizioni all'interno del range dei possibili valori della variabile di risposta (ad esempio tra 0 e 1 per le regressioni logistiche).
- Nella capacità di gestire sovradispersioni nelle distribuzioni.

2.7.2 Generalized additive model (GAM)

La procedura di calibrazione di un GLM è simile a quella che deve essere adottata per la calibrazione di un modello lineare, e presenta le stesse difficoltà. In particolare, uno dei punti critici è rappresentata dalla scelta dei termini polinomiali più adeguati (Guisan *et al.*, 2002). Questo in parte spiega il successo dei modelli additivi generalizzati (GAM) (Hastie e Tibshirani, 1990). I GAM rappresentano, infatti, un'estensione "*meno parametrica*" dei GLM, avendo la stessa struttura (parametrica), ad eccezione del fatto che alcuni predittori possono essere modellati non parametricamente. Questo può essere realizzato introducendo una funzione di *smoothing* per ciascun predittore, ottenendo la seguente struttura:

$$E[y] = g^{-1}\left(\beta_0 + \sum_k s_k(x_k)\right) \quad (3)$$

dove $g()$ è la funzione di link, e $s_k()$ rappresentano le funzioni di smoothing per i predittori x_k .

Rispetto ai GLM, quindi, il vantaggio principale è quello di poter includere nel modello i predittori con una forma interamente determinata dalle informazioni contenute nei dati (*data-driven*).

2.7.3 Regression quantile (RQ)

Un'altra importante estensione del modello lineare utilizzato in questo lavoro di ricerca è rappresentato dai modelli di *Regression Quantile* (o *Quantile Regression*) (Koenker e Basset, 1978). Inizialmente sviluppati per affrontare problemi di econometria, sono stati recentemente proposti da alcuni autori (Cade *et al.*, 2005, Huston, 2000; Vaz *et al.*, 2008) per indagare la relazione specie/habitat, grazie alla stretta connessione con il concetto di fattore limitante (Cade *et al.*, 1999).

Una trattazione completa, integrata con l'implementazione del software necessario allo sviluppo di questi modelli (libreria `quanreg` per R), è stata affrontata da Koenker (2005).

La parametrizzazione delle *regression quantile* del modello lineare:

$$Qy(\tau|X) = \beta_0(\tau)X_0 + \beta_1(\tau) X_1+ \beta_2(\tau) X_2+ \dots + \beta_p(\tau) X_p \quad (4)$$

trasferisce l'effetto della distribuzione dell'errore ε ai parametri di una famiglia di quantili τ ($0 \leq \tau \leq 1$) dove $\beta_p(\tau) = \beta_p + F_\varepsilon^{-1}(\tau)$, con F_ε^{-1} l'inversa della distribuzione cumulativa degli errori. Di fatto questo tipo di modelli è di tipo semi-parametrico, in quanto completamente parametrico nella parte deterministica (uguale a quella del modello lineare) e non parametrico per la distribuzioni degli errori (Cade *et al.*, 2005)

Se gli errori sono omogenei (*iid*), allora le pendenze sono uguali per tutti i quantili, ma le intercette sono diverse, se c'è eterogeneità degli errori, allora si avranno pendenze diverse per i diversi quantili (Cade *et al.*, 2005). Esistono delle difficoltà nelle procedure di selezione dei modelli, ma sono disponibili in letteratura i primi tentativi di messa a punto di procedure standardizzate per lo sviluppo di modelli dell'habitat sviluppati con RQ (Vaz *et al.*, 2008).

I principali vantaggi di questa tecnica sono:

- la possibilità di gestire l'eterogeneità dei parametri come una fonte di informazioni piuttosto che come un problema statistico (Cade *et al.*, 2003);
- la funzione di distribuzione cumulativa come modello di distribuzione (non nota);
- predizioni e intervalli di tolleranza privi di assunzioni sulla distribuzione.

2.7.4 Random forest (RF)

L'unica tecnica statistica adottata che non è riconducibile al modello lineare è il *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001). Il principio fondamentale su cui si basa questa tecnica è uno degli elementi fondamentali di tutto il *machine learning* o *statistical learning* (Hastie *et al.*, 2001), e cioè che è più facile calibrare un modello stabilendo molte regole deboli, piuttosto che una sola regola forte. Queste tecniche sono interamente guidate dai dati, e nel caso i modelli, o *learner*, siano guidati da una variabile di risposta, allora si tratta di *supervised learning*. I problemi di regressione, con variabili di risposta quantitative rappresentano un caso particolare di *supervised learning* (Hastie *et al.*, 2001).

Nel *machine learning* un albero di decisione (CART - *Classification And Decision Tree*) è un modello predittivo (di classificazione o di regressione), dove ogni nodo interno rappresenta una variabile, un arco verso un nodo figlio rappresenta un possibile valore per quella variabile e una foglia il valore predetto per la variabile di risposta.

Un algoritmo di *random forest* consiste in molti alberi di decisione, la cui risposta è data dalla combinazione delle previsioni dei singoli alberi (Breiman, 2001). Gli alberi sono creati

selezionando un subset del dataset di calibrazione, e poi combinati seguendo una procedura di *bagging* (*bootstrap aggregating*). Tra le numerose tecniche disponibili per lo sviluppo di un modello di distribuzione, l'approccio *Random Forest* (RF) ha recentemente ottenuto vasto interesse ed applicazione. Al contrario di approcci classici di regressione, nei quali la relazione tra variabile di risposta e predittori è inizialmente specificata (ad esempio lineare, quadratica ecc.), nel caso dei metodi basati sui RF non c'è nessuna ipotesi a priori sulla forma della relazione ed un insieme di regole è costruito sui predittori

Le elevate capacità predittive di questa tecnica, evidenziata in alcuni studi comparativi (Prasad *et al.*, 2006), così come per altre tecniche analoghe derivate dal *machine learning* (Elith e Graham, 2009), sta contribuendo ad una rapida diffusione delle sue applicazioni in campo ecologico (ad es.: Garzon *et al.*, 2006).

3 Aree di nursery

È stato diffusamente riconosciuto che la gestione delle specie soggette a sfruttamento debba passare necessariamente attraverso la gestione dei loro habitat (Benaka, 1999; Stoner, 2003). L'impatto del degrado degli habitat marini sulle specie oggetto di pesca è stato così drammatico ed evidente che il Congresso degli Stati Uniti ha deciso nel 1996 di modificare il *Fishery Conservation and Management Act*, includendo l'obbligo per le agenzie deputate alla gestione delle risorse di identificare e proteggere gli habitat essenziali per le specie pescate (*Essential Fish Habitat EFH*) (Schmitt, 1999). Un habitat si definisce "essenziale" per una specie di interesse alieutico quando è necessario per il completamento del suo ciclo biologico e per il mantenimento delle popolazioni della specie stessa (Schmitt, 1999). L'habitat essenziale di una specie è quindi costituito dalle acque e dai substrati necessari agli individui per la deposizione, lo svolgimento delle fasi di vita iniziali, l'alimentazione e l'accrescimento finalizzati al raggiungimento della maturità riproduttiva, e non si limita, quindi, all'habitat della risorsa nella fase in cui è sfruttata. Nel caso di molte specie nectoniche marine, comunque, le esigenze degli individui cambiano anche drasticamente nelle diverse fasi del ciclo vitale (uovo, larva, giovane, subadulto e adulto) (Elliott e Hemingway, 2002). La descrizione dell'habitat essenziale deve quindi tener conto di tutti gli stadi vitali di una specie, evidenziando quelli che sono i principali fattori ambientali che rivestono un ruolo cruciale nelle diverse fasi del ciclo biologico. In quest'ottica l'individuazione e la protezione delle aree di nursery rappresenta un elemento chiave della gestione di molte risorse sfruttate non solo negli ambienti lagunari, ma anche in mare. È stato infatti largamente riconosciuto l'importante ruolo di nursery svolto dalle aree costiere per molte specie marine (Beck *et al.*, 2001, 2003).

Inoltre la funzione di nursery rappresenta una componente chiave degli ecosistemi costieri ed un elemento importante della connettività tra gli ecosistemi costieri ed estuarini da una parte e quelli più tipicamente marini dall'altra (Able, 2005). È stato, infatti, evidenziato da diversi autori il ruolo svolto dagli ambienti di estuario nel sostenere la produttività secondaria dell'ecosistema marino costiero (McHugh, 1967; Boesh e Turner, 1984; Yanez-Arancibia *et al.*, 1988; Kneib, 2000). In questo trasferimento di energia fra sistema estuarino e sistema marino, l'esportazione di biomassa nectonica verso l'ambiente marino sembra essere più importante di quella di detrito organico e nutrienti di origine estuarina (Deegan, 1993).

Il ruolo di nursery delle lagune costiere del Nord Adriatico è stato riconosciuto da diversi autori (Rossi, 1981a; 1981b; 1986; Rossi e Franzoi, 1988; Franzoi *et al.*, 1996; Franzoi e Pellizzato, 2002). Lo scopo di questo capitolo è quello di sviluppare ed applicare modelli di distribuzione dell'habitat per i giovanili di specie migratrici al fine di localizzare le aree con

3. Aree di nursery

funzione di nursery. In particolare sono stati calibrati modelli per i giovanili di orata nella Sacca di Goro, per i giovanili di passera e del gamberetto grigio “*schia*” in laguna di Venezia, allo scopo di individuare e caratterizzare le aree di nursery di queste specie di interesse alieutico.

3.1 *L'orata Sparus aurata* Linnaeus, 1758

3.1.1 Introduzione

Una specie di particolare interesse è l'orata, *Sparus aurata*, che appartiene al gruppo dei migratori marini (Franco *et al.*, 2008) ed è quindi implicata nei processi di trasferimento di energia tra laguna e mare, oltre che rappresentare una risorsa sfruttata dalla pesca in ogni fase del suo ciclo vitale (Provincia di Venezia, 2009): da avannotto rappresenta uno dei target principali per i pescatori professionisti che raccolgono novellame da semina; durante la fase di uscita dalla laguna, quando non è ancora sessualmente matura, è un bersaglio ampiamente sfruttato dalla pesca sportiva; da adulta costituisce uno stock di elevato interesse commerciale.

La montata di *S. aurata*, è un fenomeno diffuso in una varietà di habitat costieri lungo i litorali italiani. Gli avannotti di queste specie si rinvengono in ambienti costieri tipicamente marini, nelle acque salmastre e anche nelle acque interne prossime alla costa (Gandolfi e Torricelli, 1978; Gandolfi *et al.*, 1981; Torricelli *et al.*, 1981; Rossi, 1986; Franzoi *et al.*, 1996, 1999; Franzoi e Trisolini, 1991). Sono, però, gli ambienti di estuario e di laguna che sembrano offrire agli stadi postlarvali e giovanili di orata le condizioni termiche e trofiche ottimali per lo svolgimento della fase iniziale del loro ciclo vitale (Ferrari e Chierigato, 1981; Rossi, 1986).

L'ingresso in questi ambienti avviene solitamente ad uno stadio precoce di sviluppo (forme post-larvali), quando la loro lunghezza è inferiore ai 20 mm (Rossi, 1986), e lo fanno a fine inverno-inizio primavera (Rossi *et al.*, 1999). A partire dalla seconda metà di aprile si ha invece una fase di accrescimento che porta al superamento dei 20 mm di lunghezza standard. Con il cambiamento di dimensioni, le giovani orate modificano anche le loro esigenze ecologiche (Ferrari e Chierigato, 1981). In particolare, dalla schiusa allo stadio di postlarva si registra l'accrescimento massimo della regione del capo, mentre il tronco ha il massimo sviluppo allo stadio giovanile. Tali cambiamenti morfologici si riflettono sulle preferenze alimentari della specie: le larve, dal corpo fusiforme, sono planctivore; lo sviluppo della regione cefalica e buccale nelle postlarve favorisce la cattura di prede più grandi; la forma discoide del corpo negli individui giovanili, oltre a favorire una certa manovrabilità nel nuoto, determina l'instaurarsi di una dieta bentivora, anche a seguito dello sviluppo della dentatura definitiva (Cataldi *et al.*, 1987) e degli organi digestivi (Russo *et al.*, 2007).

Analogamente a quanto accade per altre specie migratrici, uno dei parametri che maggiormente influenza la migrazione dell'orata verso le zone costiere e gli estuari è la salinità (Da Sylva, 1975; Weinstein *et al.*, 1980; Wagner e Austin, 1999; Whitfield, 1999), tanto che negli anni aridi, si possono registrare effetti negativi sul reclutamento (Costa *et al.*,

1997; Saillant *et al.*, 2003). Una volta entrate nelle lagune le giovani orate trovano condizioni ambientali che le favoriscono rispetto alle condizioni marine: acque basse e calme contribuiscono all'aumento del tasso di crescita, e quindi una diminuzione del tempo nel quale i giovani pesci sono soggetti ad una elevata mortalità come conseguenza delle loro piccole dimensioni corporee. Inoltre salinità intermedie sembrano garantire tassi di accrescimento ottimali (Klaoudatos e Conides, 1996), con mortalità e deformazioni ridotte rispetto alle salinità marine (Nour *et al.*, 2004). Altri fattori particolarmente importanti nell'influenzare la distribuzione degli avannotti di orata all'interno delle lagune sono la concentrazione dell'ossigeno disciolto, che, analogamente a quanto accade per altri migratori, può rappresentare una barriera agli spostamenti se scende al di sotto dei limiti di tolleranza (Poxton e Allouse, 1982), e la granulometria del fondale, che influisce fortemente sulla disponibilità di prede.

3.1.2 Materiali e metodi

3.1.2.1 Area di studio

L'area di studio è stata descritta nel paragrafo 2.1.2. L'ubicazione delle stazioni di campionamento è rappresentata in Figura 2-2.

3.1.2.2 Raccolta dati biologici

I campioni di dati biologici sono stati raccolti utilizzando una tratta da pesce novello. Lo schema di campionamento è stato descritto nel paragrafo 2.2, e ha portato alla raccolta di 160 campioni, riferiti ad una superficie di campionamento media di circa 1500 m² (media = 1480 m²; dev. st = 560.9 m²) (Franzoi *et al.*, 2005). È stata misurata la lunghezza di almeno 50 individui (se presenti nel campione), in modo da poter riorganizzare i dati di abbondanza in due classi dimensionali identificate in seguito ad una revisione della letteratura (vedi box sull'individuazione delle classi dimensionali).

Identificazione delle classi dimensionali per *Sparus aurata*

Osservazioni sullo sviluppo morfologico dei giovanili e informazioni derivanti dalla letteratura scientifica sono state impiegate per individuare classi dimensionali all'interno delle quali potessero essere raggruppati animali con esigenze ambientali omogenee.

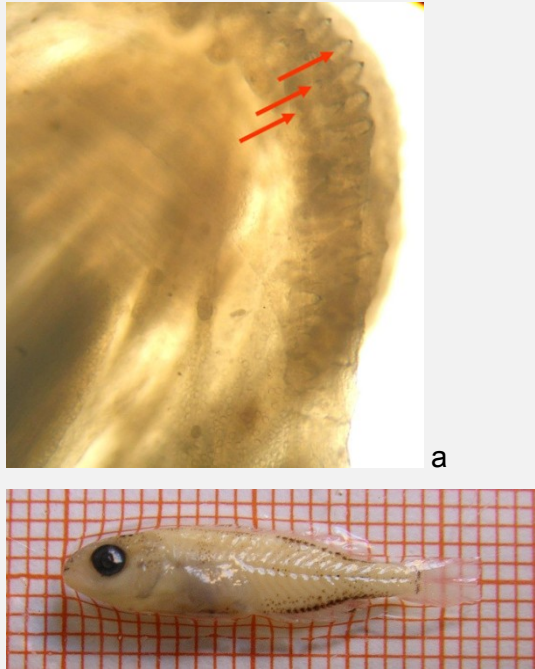


Figura 3-1. Fotografia al microscopio (10x) della mandibola inferiore (a) in un animale di 19 mm LS (b). Si possono notare le tre file concentriche di denti di tipo canino (frecce rosse). Notare l'assenza di "denti di transizione".

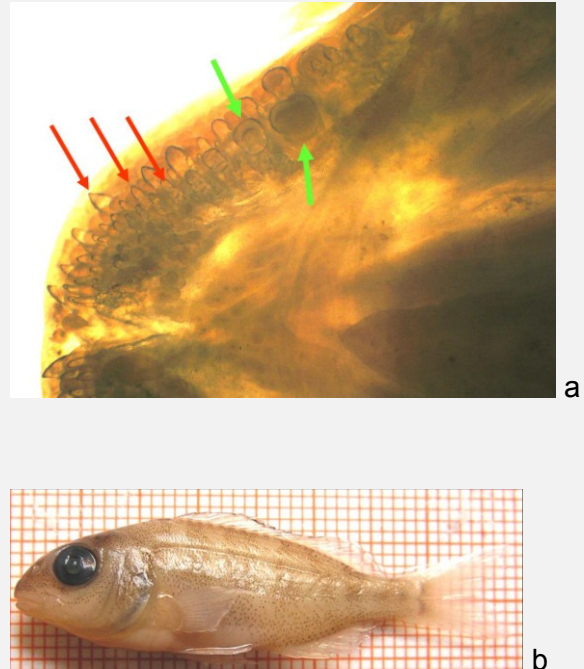


Figura 3-2. Fotografia al microscopio (10x) della mandibola inferiore (a) in un animale di 34 mm LS (b). Si possono notare le tre file concentriche di denti di tipo canino (frecce rosse) e la presenza di "denti di transizione" (frecce verdi)

Diversi autori (Stroband e Kroon, 1981; Roo *et al.*, 1999) hanno messo in evidenza come le preferenze alimentari delle larve dei teleostei siano correlate con la struttura del canale alimentare, che subisce rapide modificazioni durante il loro accrescimento, mentre altri autori hanno evidenziato come, più in generale, il comportamento larvale varia in relazione allo stadio ontogenetico degli animali (vedi per esempio Utne-Palm e Stiansen 2002; Georgalas *et al.* 2007).

Uno studio condotto da Elbal *et al.* (2004) sostiene che nelle larve di orata di lunghezza standard compresa tra i 4.5 e 15 mm il canale alimentare non ancora completamente sviluppato comincia a essere funzionale (assorbimento di lipidi e proteine tramite il canale alimentare, formazione delle cellule mucose nell'esofago e nell'intestino). Tale sviluppo viene completato in seguito (LS 20 mm) con la comparsa dei ciechi pilorici e delle ghiandole gastriche. Nella stessa fase, inoltre, si sviluppa completamente la muscolatura dello stomaco e appaiono i succhi gastrici.

Secondo Cataldi *et al.* (1987) la dentatura degli individui giovanili di *S. aurata* (lunghezza standard fino a 25-35 mm) è composta principalmente da denti di tipo "canino" in tre file concentriche (fig. 3.1). Tuttavia nella più interna delle tre file concentriche, si può notare la presenza di denti di forma diversa, detti "denti di transizione" (fig 3.2), che risultano particolarmente importante perché sono associati ad un cambiamento della dieta, come evidenziato da Ferrari e Chieragato (1981). Secondo questi autori, infatti, le larve di *Sparus aurata* di lunghezza (LS) inferiore ai 20mm sono carnivore e la loro dieta è prevalentemente composta da plancton, mentre per quelle di lunghezza superiore è possibile notare uno spostamento delle loro preferenze alimentari verso organismi bentonici (policheti e anfipodi) e detrito vegetale. La soglia è stata fissata a 20 mm (LS), e i dati dei campionamenti sono stati riorganizzati in due classi dimensionali.

3.1.2.3 Dati ambientali

Come riportato nel paragrafo 2.3, durante i campionamenti di *S. aurata* sono stati misurati anche i principali parametri ambientali: la temperatura della colonna d'acqua (± 0.1 °C), la salinità (± 0.5 PSU) e la concentrazione di ossigeno disciolto (± 0.1 mg l⁻¹). Campioni di sedimento sono stati raccolti e analizzati *una tantum*

In un ambiente GIS sono state calcolate le distanze idrauliche (distanze rispetto al mare attraverso la rete di canali) per una griglia di punti (231 righe X 130 colonne), da cui sono stati estratti i valori per ciascuna stazione di campionamento. I campi di flusso sono stati acquisiti da Brath *et al.* (2000) (m s⁻¹). In particolare sono stati utilizzati i valori medi dei moduli delle velocità considerando quattro fasi di marea: alta marea, bassa marea, marea crescente intermedia e marea calante intermedia.

3.1.2.4 Interpolazione dei parametri ambientali e mappe tematiche

Al fine di poter applicare il modello all'intero bacino della sacca di Goro le mappe sono state interpolate su una griglia regolare con celle di 50 m, di 231 righe X 130 colonne, seguendo le procedure indicate nel paragrafo 2.6

Una mappa continua delle distanze idrauliche è stata ottenuta convertendo la griglia di punti in una griglia di tipo raster. La mappa dei sedimenti è stata ottenuta da Simeoni *et al.* (2000)

3.1.2.5 Accoppiamento dei dati di distribuzione di *Sparus aurata* e i parametri ambientali

Allo scopo di ottenere un dataset idoneo per la calibrazione dei modelli statistici è necessario che ad ogni osservazione di distribuzione della specie sia associata una misura per i parametri ambientali. Le osservazioni rilevate sul campo delle variabili biogeochimiche permettono di soddisfare questa esigenza. Le distanze idrauliche sono state calcolate in un GIS per ogni stazione. I valori dei campi di idrodinamismo per le stazioni di campionamento sono stati ricavati dalle mappe tematiche. Come suggerito da Wintle *et al.*, (2005), l'estrazione da queste mappe dei valori per le stazioni è stato effettuato considerando un intorno delle stazioni piuttosto che il valore esatto associato alla posizione, in modo da tenere in considerazione la mobilità della specie. Per questo parametro è stato considerato per ogni stazione il valore medio di un intorno di 1000 m (diametro dell'intorno).

3.1.2.6 Modello di distribuzione dell'habitat

Data la presenza relativamente alta di conteggi nulli (zeri) e la sovradisersione causata da valori elevati di densità presenti nel dataset, è stato utilizzato un modello in due parti per mettere in relazione la densità (logaritmo normale del n° di individui ha⁻¹) di ciascuna classe dimensionale con i parametri biogeochimici e idraulici della sacca di Goro.

Questo approccio è derivato da Barry e Walsh (2002) ed è basato sulla modellazione separata dei dati di presenza/assenza attraverso l'uso di un modello binomiale, e dei dati di abbondanza (densità) con un modello per il conteggio. Innanzitutto si stabilisce una variabile binomiale y_i^* , tale che:

$$y_i^* = \begin{cases} 1 & y_i > 0 \\ 0 & \text{altrove} \end{cases}$$

Che è stata modellata in funzione delle covariate x_i . In seguito è necessario modellare la densità condizionatamente al fatto che la variabile di risposta sia maggiore di zero. Questo si ottiene facilmente filtrando il dataset in modo da includere solamente i casi dove $y_i > 0$. Entrambe le parti del modello sono state calibrate utilizzando dei modelli additivi generalizzati (GAM). Questi modelli rappresentano un'estensione "meno parametrica" dei GLM, nel senso che hanno la stessa struttura (parametrica), ad eccezione del fatto che i predittori possono essere modellati in maniera non parametrica, grazie all'utilizzo di funzioni di *smoothing* (Guisan *et al.*, 2002). Questo è ottenuto introducendo delle funzioni di *spline* cubiche come *smoother* per ciascun predittore:

$$E[y] = g^{-1} \left(\beta_0 + \sum_k s_k(x_k) \right)$$

Dove g è la funzione di *link*, s sono gli *smoother* per i predittori (x_i). Entrambe le parti del modello (presenza/assenza e densità) sono state sviluppate permettendo a ciascun predittore di essere incluso sia come termine parametrico (lineare) sia come termine non-parametrico. Sono state utilizzate funzioni di *spline* con al massimo 3 gradi di libertà come *smoother*. La parte di presenza/assenza è stata calibrata utilizzando una famiglia di distribuzione binomiale, con la funzione di *link* canonica *logit*, mentre la parte di conteggio è stata calibrata mettendo in relazione il logaritmo naturale della densità ai parametri ambientali, mediante una distribuzione gaussiana con il logaritmo come funzione di *link*. Per entrambe le parti del modello condizionale la scelta del modello migliore è stata effettuata utilizzando una procedura di selezione di tipo *stepwise*, in modo da ottimizzare il criterio informativo di Akaike (Akaike Information Criterion, AIC) (Akaike, 1974). I modelli sono stati calibrati usando la libreria GAM (Hastie, 2008) per il pacchetto software R (R Development Core Team, 2008).

3.1.2.7 Valutazione del modello

Dal momento che non è stato possibile valutare i modelli su un dataset di validazione indipendente, è stata adottata una tecnica di ricampionamento per testarne le capacità predittive. I modelli sono stati valutati confrontando le previsioni con i dati di distribuzione

effettivamente registrati in campo. In particolare sono stati esaminati le correlazioni tra le osservazioni e le predizioni, valutate attraverso i seguenti indici: ρ Spearman, ρ Pearson e il coefficiente di determinazione delle regressioni tra le predizioni e le osservazioni. Per confrontare le previsioni rispetto alle osservazioni di presenza/assenza è stata considerata l'area sotto la curva caratteristica (AUC- Fielding e Bell, 1997). Per tener conto dell'ottimismo legato alla valutazione del modello effettuata sul dataset di calibrazione (*in sample validation*) è stata adottata una procedura di *bootstrap*. Il *bootstrap* permette di effettuare una stima realistica sulle performance predittive del modello, senza la necessità di dover ricorrere a dati indipendenti. La procedura è basata sul ricampionamento del dataset di calibrazione, in modo da condurre una serie di calibrazioni e test del modello, che fornisce la stima dell'ottimismo legato alla *in sample validation*. La stima di questa misura di ottimismo permette di aggiustare i valori delle statistiche di valutazione del modello. Il metodo di *bootstrap* adottato in questo lavoro è quello del *.632+ bootstrap* (Efron e Tibshirani, 1997), implementato seguendo le procedure illustrate da Wintle *et al.* (2005), basato su 200 iterazioni.

3.1.2.8 Applicazione del modello

I modelli sviluppati per le due classi dimensionali sono stati applicati in maniera predittiva, utilizzando come predittori i layer raster, in modo da ottenere previsioni per l'intero bacino lagunare. I layer raster sono stati importati e standardizzati all'interno di un GIS, le mappe di idrodinamismo, distanze idrauliche e dei sedimenti sono state considerate fisse nel tempo, mentre le mappe di temperatura salinità e tenore di ossigeno disciolto sono state combinate per ottenere i valori medi mensili per il periodo di studio (marzo-maggio 2003 e marzo-maggio 2004).

3.1.3 Risultati

3.1.3.1 Migrazione di *Sparus aurata*

Le orate presenti nella sacca di Goro in marzo sono per lo più appartenenti alla classe dimensionale inferiore, probabilmente da poco entrate all'interno della laguna. In seguito cominciano ad accrescersi abbastanza velocemente, ed in aprile sono catturati sia individui accresciuti all'interno della sacca, appartenenti alla 2^a classe dimensionale, sia individui di dimensioni inferiori entrati tardivamente nell'ambiente lagunare. In maggio l'ingresso sembra terminato e gli animali campionati appartengono per la maggioranza alla classe di dimensioni maggiori (Figura 3-3).

3. Aree di nursery

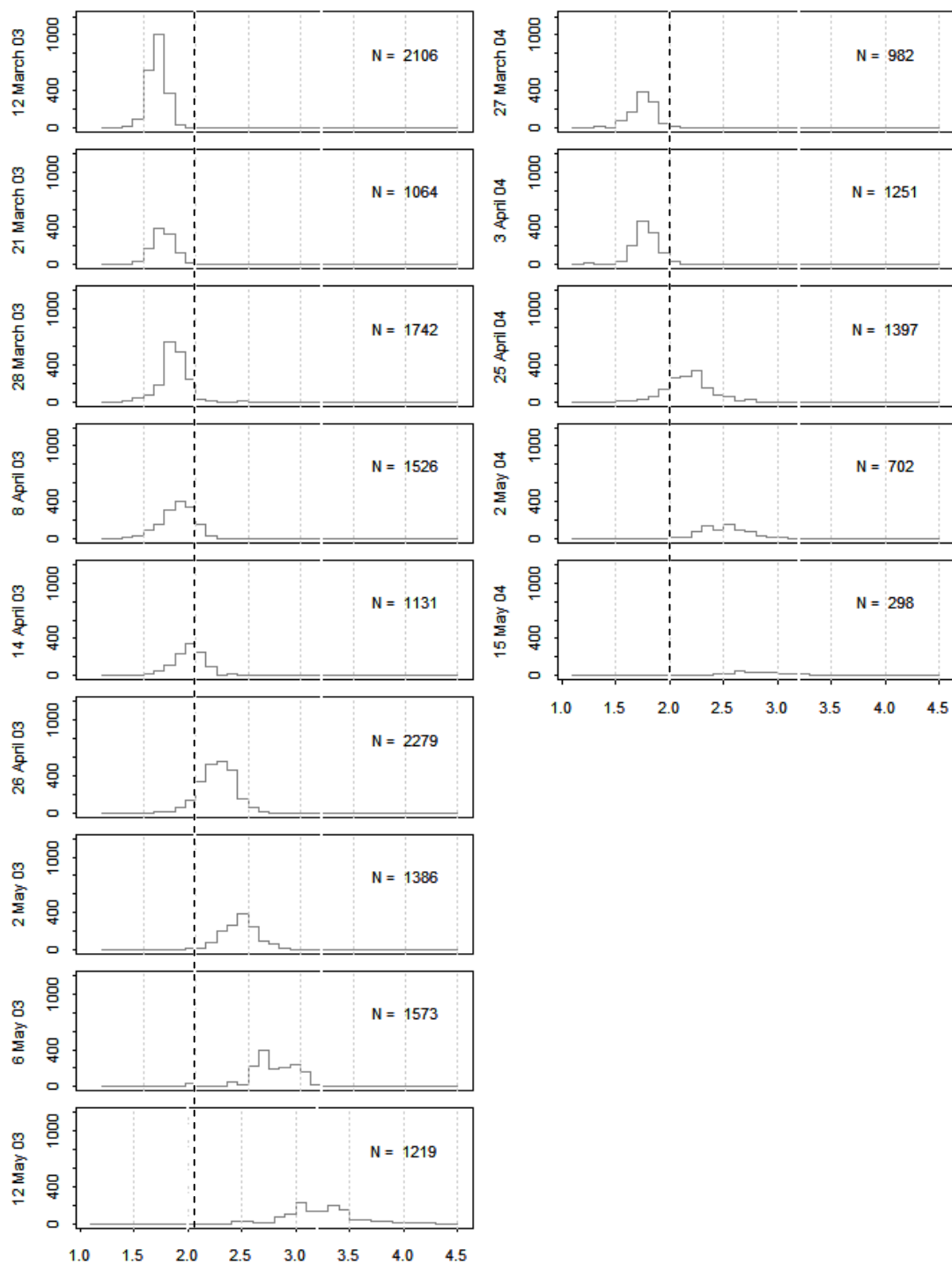


Figura 3-3. Distribuzione di frequenza delle lunghezze delle orate campionate. N= numero di individui misurati. La linea nera tratteggiata rappresenta la soglia utilizzata per distinguere le due classi dimensionali.

3.1.3.2 Condizioni ambientali

I valori medi e i range di variazione dei parametri ambientali usati per la calibrazione e per la validazione dei modelli sono riportati in Tabella 3-1. Per i parametri considerati dinamici (temperatura, salinità e ossigeno disciolto), la media dei valori campionati è simile a quella

delle mappe interpolate, e il range di variazione è abbastanza ampio da coprire la variabilità dell'intero bacino. Per i parametri considerati fissi nel tempo i valori medi delle stazioni discostano da quelli dell'intero bacino, e la variabilità spaziale non è completamente rappresentata dalle stazioni di campionamento. Questo è particolarmente evidente per il tenore di sabbia nei sedimenti superficiali. Di conseguenza nell'applicare il modello all'intero bacino lagunare sarà necessario tenere in considerazione un certo grado di estrapolazione.

Tabella 3-1. Valori medi e range di variazione dei parametri ambientali per il dataset di calibrazione e di applicazione dei modelli di distribuzione.

Variable	Mean and range - calibration dataset	Mean and range - model application dataset
temp - Temperature (°C)	16.08; 8.7 — 24.7	16.17; 10.42 — 22.43
sal - Salinity (PSU)	19.94; 4 — 34.11	20.09; 6.94 — 26.82
OD - Dissolved oxygen (mg/l)	7.99; 4.2 — 11.4	7.71; 4.74 — 9.83
sand - Sediment sand content (%)	0.81; 0.58 — 0.99	0.43; 0.01 — 1
mindist - Minimum distance from the sea along channels network [Hydraulic distance] (m)	3427; 1192 — 5331	2884; 129 — 6303
aveHydro - Average hydrodynamism in 1000 m neighborhood (m/s)	0.04; 0.01 — 0.13	0.13; 0 — 0.21

3.1.3.3 Valutazione del modello

Alcune statistiche riassuntive per i modelli calibrati sono riportate in Tabella 3-2. La devianza spiegata dai modelli per la classe 1 è più alta rispetto a quella dei modelli della classe 2 (70% per la parte binomiale e 50% per quella di conteggio rispetto a 21% e 41%). Non tutti i predittori sono inclusi nei modelli: per la classe 1 la sabbia e la distanza idraulica compaiono solamente nella parte di presenza/assenza, mentre l'idrodinamismo è incluso, come termine lineare, solamente nel modello dell'abbondanza. Nel modello della classe dimensionale superiore, invece, la percentuale di sabbia del sedimento e la distanza minima non influenzano né la probabilità di presenza né l'abbondanza. La salinità, invece, ha effetto esclusivamente sulla parte del modello di abbondanza. L'unica variabile inclusa in entrambe le componenti di entrambe le classi è la temperatura.

I modelli ottenuti mostrano un buon grado di accordo con il dataset di calibrazione (Tabella 3-3). Tuttavia una valutazione maggiormente realistica delle capacità di previsione dei modelli, condotta attraverso una procedura di *bootstrap*, ha evidenziato dei limiti nelle

capacità predittive del modello della classe 2. Infatti la correlazione tra previsioni e le osservazioni non sono particolarmente elevate, anche se il modello mostra una discreta capacità di distinguere tra siti occupati e siti non occupati, come evidenziato dal valore della statistica AUC, secondo la classificazione di Swets (1988).

Il comportamento delle risposte è valutato analizzando la forma delle funzioni di *smoothing* calibrate dal modello. Le curve dei modelli della classe 1 sono riportate in Figura 3-4. Per le orate di questa classe dimensionale la forma della risposta alla variazione di temperatura è uguale per la parte binomiale e per quella positiva, ed evidenzia una preferenza per le acque più fredde. Le curve dell'ossigeno indicano che la probabilità di presenza è più alta in acque ossigenate, ma le abbondanze più alte sono più probabili per valori intermedi del tenore di ossigeno (7-9 mg l⁻¹). Le curve di salinità hanno una forma diversa tra il modello binomiale e quello dei conteggi, ma entrambe indicano i valori intermedi come gli ottimali. La probabilità di presenza aumenta al diminuire del tenore di sabbia (salvo ricrescere per valori estremamente alti), e per valori medio-alti della distanza idraulica. La densità è influenzata negativamente da un eccessivo idrodinamismo. Le curve per la temperatura per la classe 2 mostrano una risposta positiva all'aumentare della temperatura sia per la presenza/assenza (Figura 3-5 a) che per la densità (Figura 3-5 b). Per entrambe le componenti si ha un effetto positivo al diminuire del tenore di ossigeno disciolto. C'è inoltre un'associazione con acque calme e caratterizzate da salinità relativamente elevate.

3.1.3.4 Applicazione dei modelli

I modelli sono stati applicati per ottenere le previsioni per l'intero bacino, scegliendo per ciascuna classe i mesi in cui questa è effettivamente presente all'intero della sacca. In questo modo sono state generate le previsioni di distribuzione della classe 1 per marzo e aprile 2003 (Figura 3-6) e 2004 (Figura 3-7) e della classe 2 per aprile e maggio 2003 (Figura 3-6) e 2004 (Figura 3-7). Nel 2003 (Figura 3-6) a marzo la classe 1 tende a concentrarsi nell'area settentrionale, al di sotto di Goro. In aprile è ancora la stessa area la più favorevole per la classe 1, anche se associata a valori previsti più bassi, mentre la zona più favorevole alla classe di dimensioni maggiori è localizzata nell'area Nord-orientale. In quest'area, però, l'abbondanza potenziale di questa classe è bassa e associata ad un'elevata incertezza della previsione. In maggio l'idoneità di quest'area aumenta, ma la zona più favorevole è quella prossima al mare, dietro allo scanno. Nel 2004 (Figura 3-7) a marzo le condizioni migliori per le orate della classe 1 sono quelle riscontrate nella parte settentrionale della sacca e nell'area Sud-orientale, in aprile la vocazionalità per questa classe cala e si concentra nella parte centrale. L'abbondanza potenziale è bassa anche per la classe dimensionale maggiore, che mantiene livelli bassi anche in maggio. In generale la

3.Aree di nursery

situazione è diversa per i due anni, con condizioni meno favorevoli nel 2004, come evidenziato anche dalle statistiche riassuntive per le previsioni per l'intero bacino (Tabella 3-4).

Tabella 3-2. Statistiche di base per i modelli calibrati. L'Akaike Information Criterion (AIC). La devianza è riportata per la parte binomiale e per la parte di conteggio di ciascun modello. Df: gradi di libertà per i predittori inclusi nel modello selezionato.

	Class 1						Class 2					
	Binomial part			Count part			Binomial part			Count part		
	AIC:	89.29		223.188			148.25			271.39		
Null Deviance	190.39	on	144	94	on	91.00	171	on	144.00	105.80	on	104
Residual deviance	57.29	on	129	47	on	81.00	134	on	138.00	62.43	on	92
Explained Deviance	70%		50%			21%			41%			
	variables selection			variables selection			variables selection			variables selection		
	df			df			df			df		
Temperature	3			3			3			3		
Dissolved Oxygen	3			3			1			1		
Salinity	3			3			0			3		
Sand content	3			0			0					
Hydrodynamism	0			1			1			3		
Minimum Distance	3			0			0					
intercept	1			1			1			1		

Tabella 3-3. Statistiche di valutazione del modello, per il dataset di calibrazione (cal) e corrette dopo il bootstrap (boot). RMSE: Root Mean Square Error.

Model	AUC			R ²			ρ Pearson			ρ Spearman		
	AUC cal	AUC boot	AUC RMSE	R ² cal	R ² boot	R ² RMSE	ρ pears.	ρ pears. boot	ρ pears. RMSE	ρ spear.	ρ spear. boot	ρ spear. RMSE
Class 1	0.98	0.94	0.0224	0.65	0.58	0.0403	0.81	0.76	0.0302	0.85	0.80	0.0283
Class 2	0.81	0.75	0.0317	0.38	0.27	0.0343	0.61	0.49	0.0360	0.58	0.46	0.0370

3. Aree di nursery

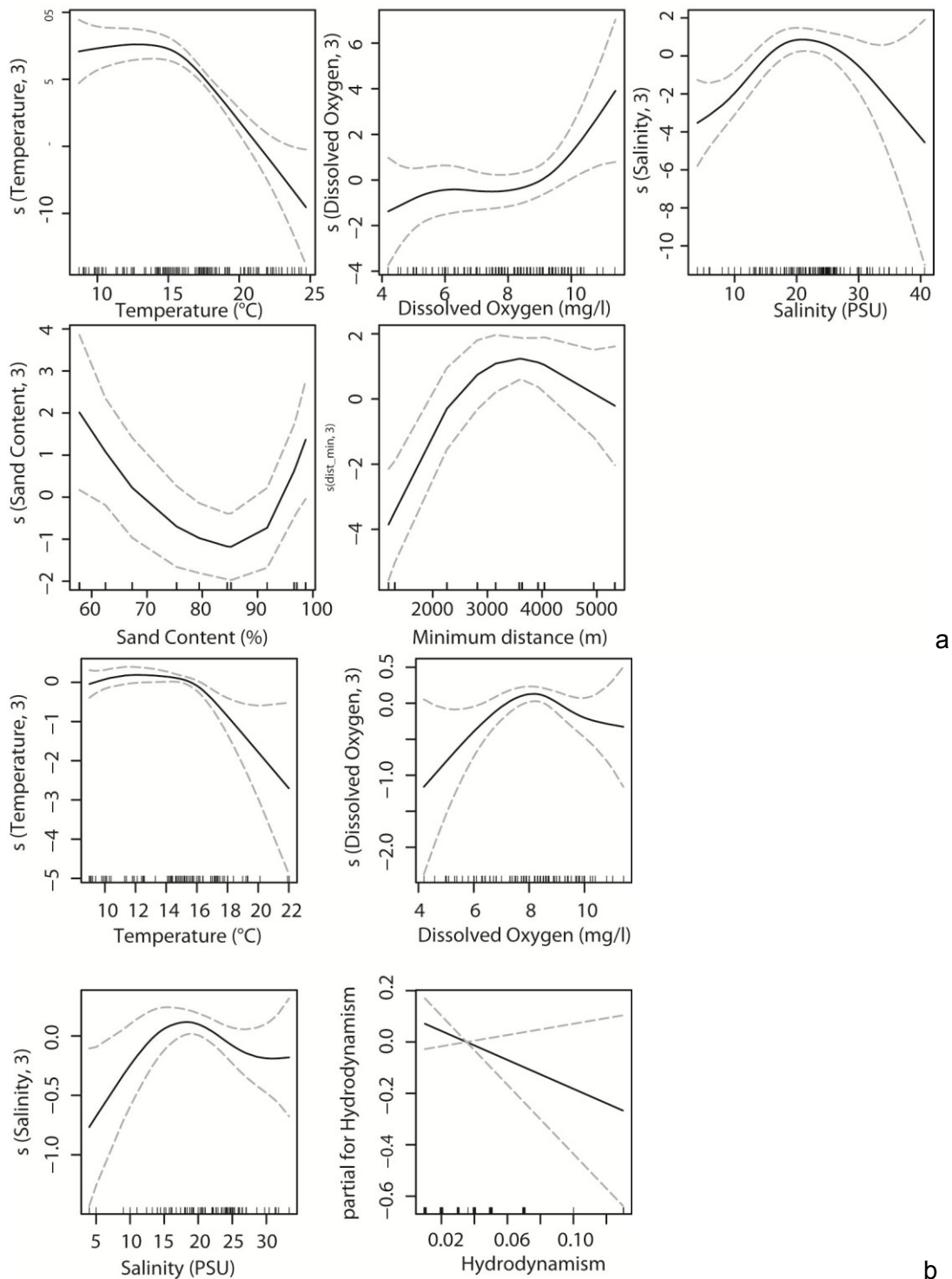


Figura 3-4. Curve di *smoothing* (indicate come $s(\text{nome del predittore}, \text{gradi di libert\`a})$) per le orate della classe 1 (linee continue), e intervalli di confidenza calcolati con il *bootstrap* (linee tratteggiate). I segni sull'asse delle x rappresenta la localizzazione delle osservazioni rispetto alla variabilit\`a dei predittori. Gli *smoothers* sono riportati sia per la parte binomiale (a) che per quella di conteggio del modello (b).

3. Aree di nursery

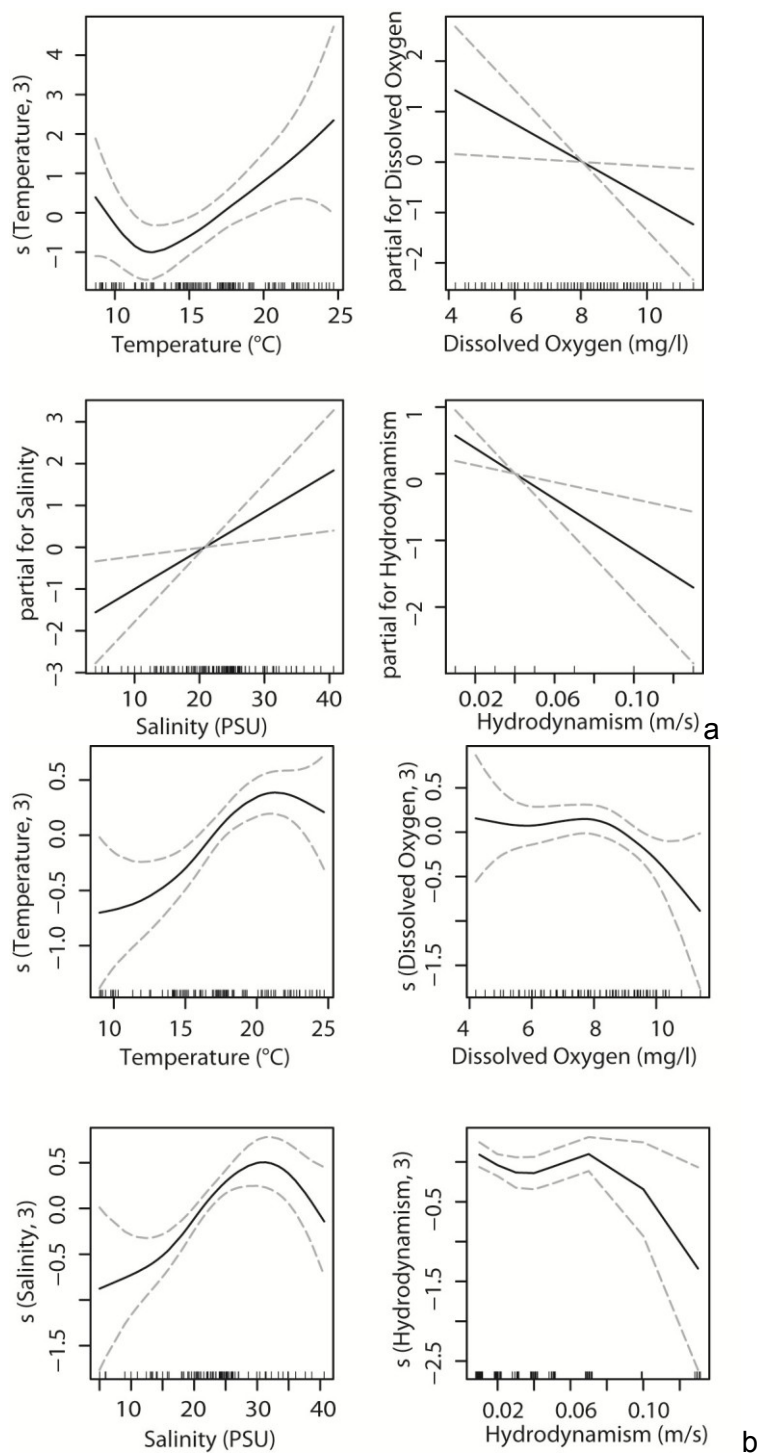


Figura 3-5. Curve di *smoothing* (indicate come *s(nome del predittore, gradi di libertà)*) per le orate della classe 2 (linee continue), e relativi intervalli di confidenza calcolati con il *bootstrap* (linee tratteggiate). I segni sull'asse delle x rappresenta la localizzazione delle osservazioni rispetto alla variabilità dei predittori. Gli *smoothers* sono riportati sia per la parte binomiale (a) che per quella di conteggio del modello (b).

3. Aree di nursery

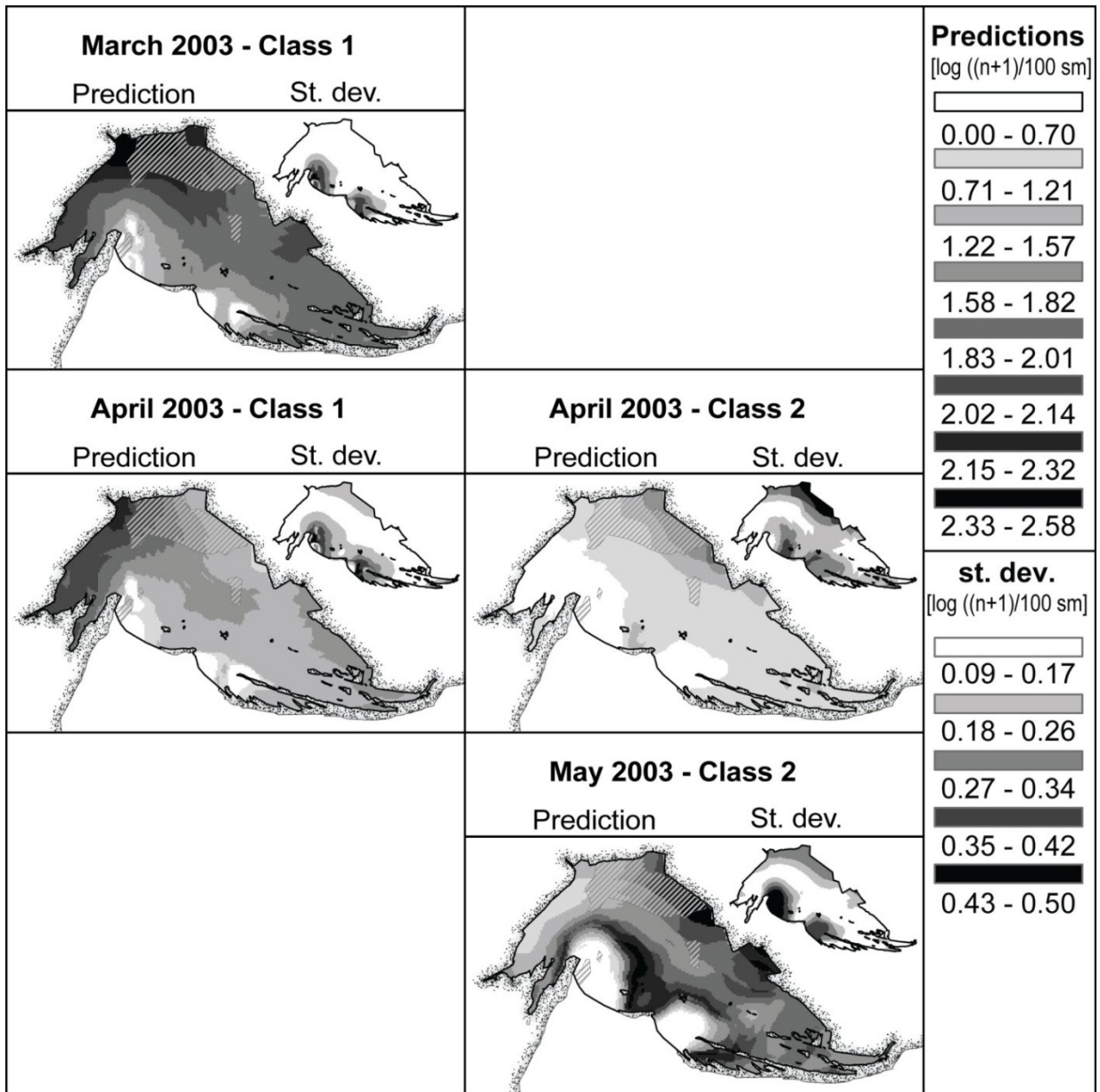


Figura 3-6. Densità predetta per il 2003 e deviazione standard delle previsioni (calcolata con il bootstrap). Le aree ombreggiate sono quelle a profondità maggiore di 1.9 m.

3. Aree di nursery

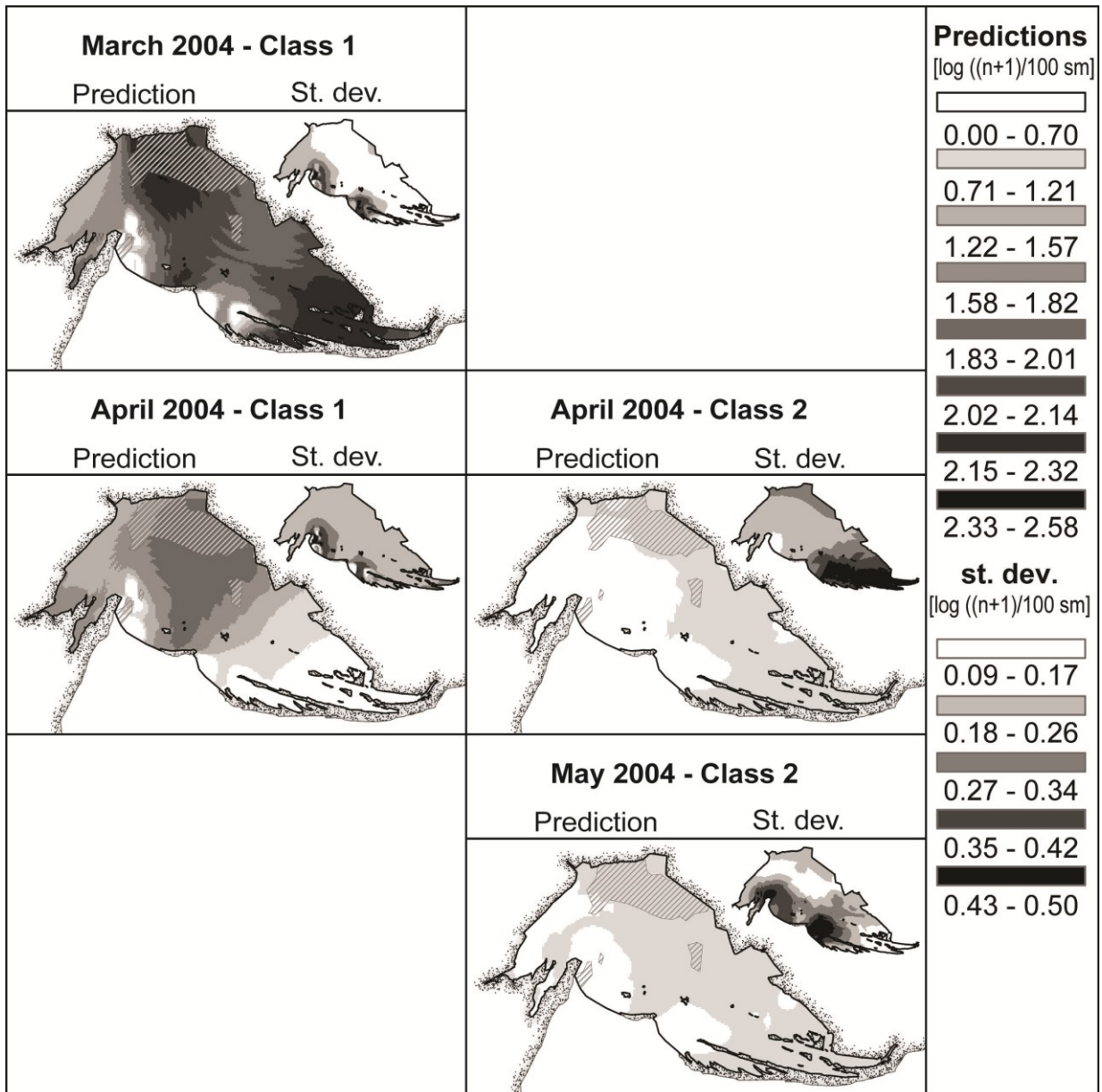


Figura 3-7. Densità predetta per il 2004 e deviazione standard delle previsioni (calcolata con il bootstrap). Le aree ombreggiate sono quelle a profondità maggiore di 1.9 m.

Tabella 3-4. Statistiche riassuntive dell'abbondanza potenziale (densità log-trasformata) per l'intero bacino.

	Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
march03 class1	0.00	0.32	1.86	1.41	1.99	2.51
april03 class 1	0.00	0.10	1.47	1.16	1.61	2.30
april03 class 2	0.00	0.21	0.88	0.73	1.09	1.91
may03 class 2	0.00	0.26	1.73	1.31	1.96	2.58
march04 class1	0.00	0.21	1.95	1.45	2.10	2.36
april04 class 1	0.00	0.07	1.09	0.98	1.73	2.00
april04 class 2	0.00	0.18	0.56	0.50	0.81	1.09
may04 class 2	0.00	0.20	0.73	0.57	0.81	1.06

3.1.4 Discussione

Nel lavoro presentato in questo capitolo sono stati sviluppati e applicati modelli di distribuzione per i giovanili di orata nella sacca di Goro. Ciò ha permesso di estendere le informazioni puntuali ottenute dai campionamenti ad una rappresentazione spazialmente esplicita della dinamica della montata dell'orata nel 2003 e nel 2004.

Tuttavia, uno dei modelli sviluppati ha mostrato un'elevata correlazione tra predizioni e osservazioni, mentre l'altro, quello per la classe di dimensione maggiore, ha mostrato capacità predittive più scarse. Questa differente performance dei due modelli evidenzia l'importanza dello studio sull'ecologia della specie, che ha portato alla separazione nelle due classi dimensionali: ciò ha permesso di sviluppare un corretto modello concettuale, prima della calibrazione del modello matematico, come suggerito da Austin (2002). Se si fosse cercato di sviluppare un unico modello di distribuzione probabilmente si sarebbe fallito nell'intento. Questo è abbastanza ovvio se si considera che le risposte delle due classi ad alcuni parametri è sostanzialmente diversa (temperatura, salinità). Uno dei principali fattori che inficia i modelli di habitat è l'omissione di variabili importanti nell'influenzare la distribuzione della specie (Houston, 2002). Questo potrebbe in parte spiegare le scarse performance del modello di classe 2. In particolare questo elemento potrebbe essere in relazione con il fatto che il range di alcune variabili dei dati di campionamento non copre la variabilità dell'intero bacino. Questo, come precedentemente sottolineato, è particolarmente evidente per la granulometria, che infatti assume scarsa importanza nei modelli di distribuzione, essendo inclusa solamente nella parte di presenza/assenza del modello della classe dimensionale inferiore. Va considerato che uno degli elementi che spiega maggiormente lo shift ontogenetico che avviene attorno ai 20mm (LS) è dato da cambiamenti fisiologici che inducono un cambiamento della dieta (Ebal *et al.*, 2004; Cataldi *et al.*, 1987), e che queste trasformazioni si manifestano con un cambiamento nella preferenze delle prede (Ferrari e Chierigato, 1981). Dal momento che la distribuzione di queste prede è fortemente influenzato dalla granulometria del fondale, era atteso che questo parametro influisse pesantemente nel distinguere tra le distribuzioni delle due classi. Di conseguenza, il fatto che gli habitat caratterizzati da un'elevata frazione fangosa siano scarsamente rappresentati nel dataset di calibrazione, potrebbe aver influenzato sulle capacità predittive del modello. Tuttavia, un altro elemento importante che potrebbe aver mascherato quali siano le zone di distribuzione preferenziale per le orate della classe dimensionale maggiore, potrebbe essere il prelievo ai fini di ripopolamento delle valli da pesca, che tradizionalmente viene fatto in quest'area (Rossi, 1981; Franzoi *et al.*, 1999; 2003).

3. Aree di nursery

L'applicazione dei modelli ai valori mensili ha permesso di ricostruire la dinamica della montata nei due anni, evidenziando una forte variabilità interannuale. Le differenze sono molto marcate per la classe più grande, ma sono evidenti anche per le orate più piccole, per cui le previsioni hanno un livello di confidenza maggiore. Va ricordato che il 2003, più favorevole per l'orata, è stato un anno estremamente siccitoso, e questo potrebbe aver ridotto l'influenza degli input fluviali nel caratterizzare le condizioni ambientali nella sacca di Goro.

3. Aree di nursery

3.2 La passera pianuzza *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758)

3.2.1 Introduzione

Il ruolo di nursery degli ecosistemi estuarini è stato dimostrato per diverse specie di pesci piatti (Riou *et al.*, 2001, Able *et al.*, 2005, Cabral *et al.*, 2007). Molte di queste specie, infatti, condividono elementi comuni nei loro cicli vitali: depongono nella piattaforma continentale, le uova e le larve vengono trasportate verso le aree costiere e si concentrano in zone di estuario o aree marine poco profonde (Able *et al.*, 2005; Rijnsdorp e Witthames, 2005; Van der Veer e Legget, 2005; Cabral *et al.*, 2007). L'uso di queste aree da parte dei giovanili è spiegato da un certo numero di vantaggi, come la disponibilità di cibo, il rifugio dai predatori e la presenza di condizioni ideali per una crescita rapida (Beck *et al.*, 2001, 2003; Able *et al.*, 2005).

La passera pianuzza, *Platichthys flesus* (Linnaeus 1758) è una delle specie marine che usano gli estuari come nursery (Van der Veer *et al.*, 1991), ed è uno dei pochi pesci piatti in grado di utilizzare a questo scopo anche i fiumi (Andersen *et al.*, 2005). *P. flesus* si riproduce in inverno, e può essere comunemente trovata in aree poco profonde del Mare del Nord, dell'Atlantico orientale, del Mediterraneo e del Mar Nero, con le coste portoghesi (39° parallelo Nord) a rappresentare il limite meridionale di distribuzione della specie (Cabral *et al.*, 2007).

Analogamente a quanto è successo per altri pesci piatti, il suo valore commerciale ha contribuito ad aumentare l'interesse scientifico per questa specie (Gibson, 1997), determinando una buona conoscenza della sua biologia ed ecologia, soprattutto grazie a molti studi condotti nel mare di Wadden, nel canale della Manica e lungo le coste portoghesi (si veda ad esempio: Kerstan, 1991; Van der Veer *et al.*, 1991; Grioche *et al.*, 1997; Vinagre *et al.*, 2005; 2008; Cabral *et al.*, 2007; Martinho *et al.*, 2007, 2008; Dolbeth *et al.*, 2008).

Meno frequenti gli studi condotti nell'area mediterranea: Franzoi *et al.* (1985) e Rossi (1986) hanno investigato la dinamica di colonizzazione delle lagune costiere del delta del Po, mostrando che nelle aree di nursery utilizzate dai giovanili, possono essere ritrovati anche individui adulti e sub-adulti, dal momento che compiono ripetute migrazioni dalle aree marine costiere agli ambienti di transizione. In Alto Adriatico gli stadi postalarvali di questa specie entrano all'interno degli ambienti lagunari e di foce quando sono lunghi meno di 15 mm e non è stata ancora completata la migrazione dell'occhio (Rossi, 1986; Franzoi, 1992).

Per i pesci piatti molti studi indicano la profondità, la temperatura, la salinità e il tipo di substrato come i fattori che influenzano maggiormente la scelta dell'habitat (Able *et al.*, 2005), con una generale preferenza per fondali con sabbie fini o fango, tipici di aree riparate e a più bassa salinità (Riley *et al.*, 1981; Able *et al.*, 2005). La distribuzione della passera, in

3. Aree di nursery

particolare, è stata correlata con salinità (Riley *et al.*, 1981; Kerstan, 1991; Jager, 1998, Andersen *et al.*, 2005), temperatura (Power *et al.*, 2000), ossigeno disciolto (Maes *et al.*, 2007) e solidi sospesi (Power *et al.*, 2000). In particolare alcuni di questi parametri sono considerate importanti nell'influenzare la distribuzione dei giovanili di passera. Ad esempio è stata riportata l'esistenza di una scelta attiva per acque a bassa salinità (Bos e Thiel, 2006), mentre sono evitate le condizioni estreme (0 e 35 PSU), che hanno un effetto negativo sull'assimilazione e la conversione del cibo (Gutt, 1985).

Lo scopo di questa parte della ricerca è quello di quantificare la relazione tra la presenza dei giovanili di passera e le principali forzanti ambientali, per identificare le potenziali aree di nursery di questa specie in laguna di Venezia, tenendo conto della variabilità temporale dell'utilizzo dell'habitat. Secondo Bellier *et al.* (2007) e Certain *et al.* (2007), infatti, è necessario caratterizzare la variabilità temporale associata alla distribuzione di una specie, oltre alla descrizione del pattern spaziale. Questo risulta particolarmente importante per ambienti altamente variabili come le lagune costiere.

3.2.2 Materiali e metodi

3.2.2.1 Area di studio

L'area di studio è descritta nel paragrafo 2.1.1. le stazioni di campionamento sono riportate in Figura 3-8.

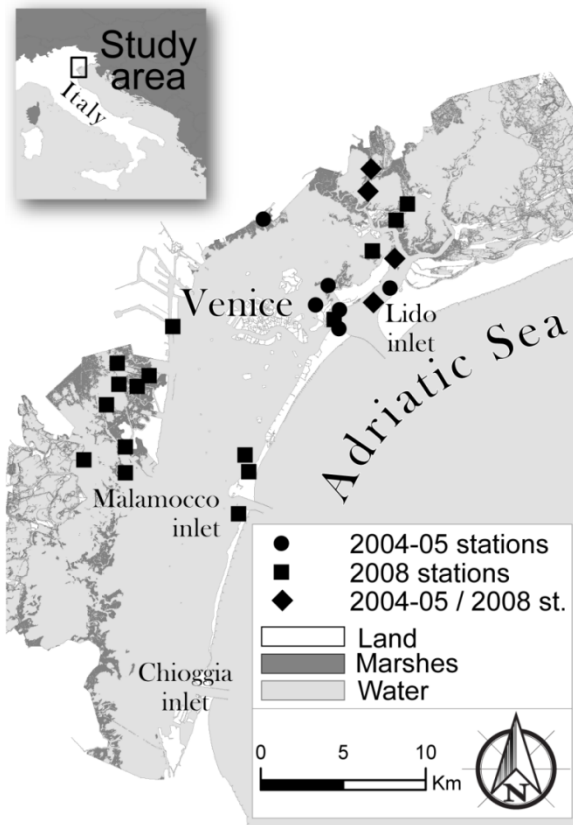


Figura 3-8. Area di studio e stazioni di campionamento.

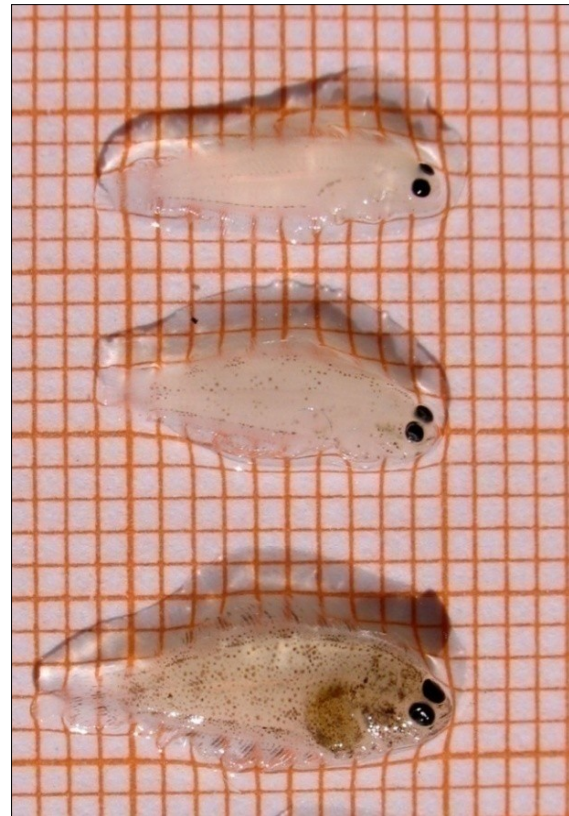


Figura 3-9. Individui giovanili di passera.

3.2.2.2 Raccolta dati

I dati utilizzati sono stati ottenuti raggruppando le informazioni provenienti dai campionamenti effettuati in 10 stazioni del sottobacino settentrionale da marzo a dicembre 2004 (20 campioni raccolti in ogni stazione), in 10 stazioni del sottobacino settentrionale da marzo a giugno 2005 (7 campioni per ogni stazione), e in 8 stazioni del bacino settentrionale e 12 stazioni del bacino centrale, campionate da febbraio ad ottobre 2008 (11 campioni per ciascuna stazione) (cfr par. 2.2, p.15).

Gli individui campionati sono stati misurati, e le misure delle dimensioni corporee sono state utilizzate per classificare come giovanili gli individui di dimensione inferiore a 160 mm (Franco *et al.*, sottomesso). Per la costruzione del modello di distribuzione dell'habitat sono stati utilizzati i soli dati di presenza/assenza.

I parametri ambientali presi in esame sono stati: temperatura; salinità; torbidità; concentrazione di ossigeno disciolto; tenore di sabbia nel sedimento superficiale; il fetch dei venti dominanti (0°, 45° e 135°); e l'indice di fetch massimo (par. 2.3, p. 17).

3.2.2.3 Modello di distribuzione dell'habitat

La relazione tra la presenza/assenza dei giovanili di passera e i parametri ambientali è stata studiata calibrando un modello additivo generalizzato (GAM) (Hastie e Tibshirani, 1990) (per una descrizione dei GAM si vedano i paragrafi 2.7.2 e 3.1.2.6).

In questo caso di studio è stato applicato l'approccio ai GAM proposto da Wood (2006) sfruttando la libreria 'mgcv' (Wood, 2000) per R. Questo tipo di modelli è implementato in 'mgcv' come un GLM penalizzato, in cui ogni termine di *smoothing* è rappresentato da un insieme di basi appropriato (Wood e Augustin, 2002). La procedura di sviluppo del modello è stata affrontata secondo le indicazioni di Wood (2006), usando delle *penalized regression splines* con selezione del modello integrata. Questo permette di determinare il grado di libertà di ciascuna funzione di *smoothing* simultaneamente, grazie alla minimizzazione del GCV (*Generalized Cross Validation*) dell'intero modello (Wood, 2006). Il numero massimo di gradi di libertà per ciascun *smoother* (la complessità massima della relazione con la variabile di risposta) viene impostato inizialmente e scalato nella procedura di calibrazione per minimizzare il GCV del modello complessivo.

La presenza/assenza dei giovanili di passera è stata modellata usando una distribuzione binomiale con il *link logit* ottimizzando il GCV score. Il modello è stato impostato permettendo solamente all'intercetta di comparire in forma parametrica, mentre i termini non parametrici sono stati modellati come spline con al massimo 4 gradi di libertà, usando delle funzioni di tipo *thin plate regression spline* (Wood, 2003, 2006, 2008). Considerando che i modelli di tipo GAM possono essere soggetti a overfitting, il GCV viene alterato in modo che ad ogni effettivo grado di libertà sia associato un peso più grande di 1, agendo sul parametro *gamma*, impostato a 1.4 (Wood, 2006). Non sono state considerate interazioni tra le variabili per non complicare l'interpretazione dei risultati.

Il numero di variabili candidate per l'inclusione del modello è stato inizialmente ridotto rimuovendo le variabili altamente correlate. Seguendo l'esempio di Fielding e Halwort (1995) è stata eseguita un'analisi delle correlazioni di Spearman sulle covariate, e le variabili con un indice di correlazione superiore a 0.7 non sono state considerate per la calibrazione del modello, per evitare problemi di multicollinearità.

Il miglior modello è stato selezionato in seguito alla calibrazione dei modelli per tutte le combinazioni di parametri. I modelli sono stati classificati sulla base del Generalized Cross

Validation (più basso è l'indice, migliore è il modello) e sul livello di devianza spiegata (0-100%; più alto è l'indice, migliore il modello), seguendo l'approccio di Planque *et al.* (2007).

3.2.2.4 Valutazione del modello

Il dataset è stato suddiviso in due insiemi distinti grazie ad un ricampionamento casuale dei dati. Circa il 70% delle osservazioni (n=340) è stato usato per la calibrazione del modello, mentre il rimanente 30% (n=150) è stato impiegato per testarlo.

Tenendo conto dell'importanza di usare differenti misure per valutare le performance del modello (Zurrel *et al.*, 2009), sono state utilizzate diverse statistiche descritte nel paragrafo 2.5: AUC; sensitivity; specificity; percentuale delle osservazioni correttamente classificate (PCC) (Fielding e Bell, 1997). Per le statistiche che per essere calcolate necessitano della definizione di una soglia per trasformare le predizioni di probabilità di presenza in classificazioni in presenza/assenza, sono state testate le soglie stabilite seguendo i seguenti criteri: prevalenza delle predizioni del dataset di calibrazione; MDT; MST; 0.5 (Jimenez-Valverde and Lobo, 2007) (cfr. par. 2.5, p. 20).

3.2.2.5 Applicazione del modello

Il modello calibrato è stato utilizzato per predire la probabilità di presenza per l'intero bacino lagunare. Utilizzando come predittori le mappe raster descritte nel par. 2.3, sono state stimate le probabilità di presenza per tutti i mesi del periodo 2004-2007, al fine di coprire, per quanto possibile, il periodo di riferimento dei dati usati per sviluppare il modello (2004-2008).

Le mappe di probabilità di presenza risultanti (n=48) sono state utilizzate per calcolare il valore medio e la deviazione standard per ciascuna cella della griglia.

Il miglior criterio di soglia scelto tra quelli testati è stato utilizzato per classificare la mappa di probabilità di presenza media per individuare le zone di presenza e di assenza, valutate sulla situazione media del periodo 2004-2007. La stessa procedura è stata applicata alle mappe mensili, in modo da poter calcolare per ogni cella della griglia spaziale la frequenza di presenza nel periodo 2004-2007. Seguendo le indicazioni di Bellier *et al.* (2007) è stato possibile usare la mappa di utilizzo medio dell'habitat (mappa della probabilità di presenza media) e la mappa di variabilità temporale (deviazione standard della probabilità di presenza) per la classificazione del bacino lagunare in tre categorie di utilizzo dell'habitat: 1) aree di nursery ricorrenti (alta probabilità di presenza media e bassa deviazione standard); 2) aree di nursery occasionali (aree ad elevata deviazione standard); 3) aree a scarso valore di nursery (bassa probabilità di presenza media e bassa deviazione standard). Un approccio simile può essere esteso alla categorizzazione di presenza/assenza, usando la mappa di frequenza di presenza come misura di variabilità temporale.

3.2.3 Risultati

3.2.3.1 *Inquadramento ambientale*

L'analisi delle correlazioni (Tabella 3-5) ha evidenziato l'esistenza di relazioni positive, statisticamente significative, tra le misure di fetch (Spearman $r > 0.7$). Di conseguenza le tre distanze del fetch (0° , 45° e 135°) sono state escluse dalle successive analisi statistiche, in cui solamente il fetch massimo è stato preso in considerazione come misura integrativa dell'esposizione al vento. Per le altre variabili ambientali (salinità, temperatura, ossigeno disciolto, tenore di sabbia nel sedimento, torbidità e fetch massimo) la variabilità del dataset di calibrazione è stata confrontata con quella del dataset di validazione, risultando sostanzialmente simile (Figura 3-10). La variabilità di questi due dataset (entrambi collezionati sul campo) mostra differenze rispetto a quella delle mappe utilizzate per l'applicazione del modello. La salinità delle mappe dell'intero bacino per il periodo 2004-2007 è caratterizzata da un valore mediano più basso e una variabilità meno marcata (Figura 3-10). La torbidità mostra valori mediani più alti e una variabilità inferiore rispetto ai dati dei campionamenti, a parte le osservazioni classificabili come outlier (Figura 3-10). L'ossigeno disciolto ha un valore mediano più alto ma un range più ristretto rispetto ai dati di campo. Il tenore di sabbia è la variabile con le maggiori differenze tra i dati di campo e quelli utilizzati per la costruzione delle mappe raster, con questi ultimi caratterizzati da una maggior ricchezza di sedimenti fini.

Tabella 3-5. Correlazioni di Spearman tra le variabili ambientali.

	Temperature	Salinity	Sand content	Dissolved oxygen	Turbidity	Fetch 0°	Fetch 45°	Fetch 135°	Fetch max
Salinity	0.14*								
Sand content	0.00	0.36***							
Dissolved oxygen	-0.65***	-0.08	-0.17**						
Turbidity	0.25***	-0.29***	-0.01	-0.35***					
Fetch 0°	-0.02	0.38***	0.58***	-0.12*	-0.13*				
Fetch 45°	-0.03	0.32***	0.62***	-0.12*	-0.11	0.75**			
Fetch 135°	-0.02	0.40***	0.52***	-0.02	-0.20***	0.63**	0.58***		
Fetch max	-0.03	0.43***	0.51***	-0.03	-0.19**	0.74***	0.62***	0.93***	

* p < 0.05; ** p < 0.01; *** p < 0.001;

3. Aree di nursery

Tabella 3-6. Modelli calibrati per tutte le combinazioni delle variabili. Il modello selezionato è evidenziato in grigio. I modelli dei predittori singoli sono evidenziati in grigio chiaro. F: massima distanza del fetch, Sand: percentuale di sabbia nel sedimento superficiale, DO: concentrazione di ossigeno disciolto, S: salinità, T: temperatura.

model	% deviance	GCV	rank (GCV)	model	% deviance	GCV	rank (GCV)
1 : F	0.178	0.924	54	32 : S	0.327	0.765	30
2 : Sand	0.168	0.937	56	33 : S+F	0.380	0.719	20
3 : Sand+F	0.242	0.872	46	34 : S+Sand	0.376	0.724	21
4 : DO	0.001	1.108	62	35 : S+Sand+F	0.400	0.709	10
5 : DO+F	0.180	0.930	55	36 : S+DO	0.328	0.772	31
6 : DO+Sand	0.171	0.942	57	37 : S+DO+F	0.380	0.725	22
7 : DO+Sand+F	0.244	0.878	47	38 : S+DO+Sand	0.377	0.729	24
8 : T	0.034	1.083	60	39 : S+DO+Sand+F	0.400	0.714	17
9 : T+F	0.208	0.906	49	40 : S+T	0.345	0.761	28
10 : T+Sand	0.195	0.924	53	41 : S+T+F	0.402	0.709	11
11 : T+Sand+F	0.272	0.855	42	42 : S+T+Sand	0.401	0.713	16
12 : T+DO	0.042	1.083	61	43 : S+T+Sand+F	0.426	0.696	7
13 : T+DO+F	0.224	0.897	48	44 : S+T+DO	0.349	0.764	29
14 : T+DO+Sand	0.214	0.909	51	45 : S+T+DO+F	0.411	0.709	12
15 : T+DO+Sand+F	0.287	0.842	40	46 : S+T+DO+Sand	0.407	0.711	15
16 : Tu	0.155	0.956	58	47 : S+T+DO+Sand+F	0.432	0.695	6
17 : Tu+F	0.254	0.860	44	48 : S+Tu	0.355	0.748	26
18 : Tu+Sand	0.260	0.853	41	49 : S+Tu+F	0.396	0.710	13
19 : Tu+Sand+F	0.294	0.828	38	50 : S+Tu+Sand	0.393	0.711	14
20 : Tu+DO	0.157	0.963	59	51 : S+Tu+Sand+F	0.411	0.702	8
21 : Tu+DO+F	0.254	0.869	45	52 : S+Tu+DO	0.356	0.754	27
22 : Tu+DO+Sand	0.260	0.860	43	53 : S+Tu+DO+F	0.397	0.716	19
23 : Tu+DO+Sand+F	0.294	0.835	39	54 : S+Tu+DO+Sand	0.396	0.715	18
24 : Tu+T	0.217	0.907	50	55 : S+Tu+DO+Sand+F	0.413	0.707	9
25 : Tu+T+F	0.308	0.818	37	56 : S+Tu+T	0.391	0.728	23
26 : Tu+T+Sand	0.309	0.812	35	57 : S+Tu+T+F	0.431	0.689	5
27 : Tu+T+Sand+F	0.341	0.789	33	58 : S+Tu+T+Sand	0.431	0.686	3
28 : Tu+T+DO	0.219	0.914	52	59 : S+Tu+T+Sand+F	0.442	0.680	2
29 : Tu+T+DO+F	0.316	0.815	36	60 : S+Tu+T+DO	0.395	0.730	25
30 : Tu+T+DO+Sand	0.322	0.805	34	61 : S+Tu+T+DO+F	0.439	0.686	4
31 : Tu+T+DO+Sand+F	0.355	0.779	32	62 : S+Tu+T+DO+Sand	0.446	0.680	1

3.2.3.2 Valutazione del modello

Il miglior modello è stato selezionato seguendo la lista di modelli ordinata secondo il GVC e le percentuale di devianza spiegata (Tabella 3-6). Senza considerare la forma della risposta associata a ciascuna variabile, è possibile stimare l'importanza delle variabili valutando i modelli costruiti con i singoli predittori. Il predittore che meglio spiega la presenza dei giovanili di passera è la salinità, che ha la più alta proporzione di devianza spiegata (33%) e il più basso GCV (0.76). Seguono, in termini di importanza, la massima distanza del fetch, il tenore di sabbia nei sedimenti superficiali e la torbidità. La temperatura e il contenuto di ossigeno disciolto sono i predittori più deboli.

Il miglior modello spiega il 46 % della devianza totale (Tabella 3-6), includendo 10.83 gradi di libertà. Lo smoother con il più elevato grado di libertà stimato è quello associato alla salinità ($edf=3.46$), seguito da quello associato alla temperatura ($edf=2.76$) e alla torbidità ($edf=2.61$). Gli smoother associati alla concentrazione di ossigeno disciolto e alla percentuale di sabbia nel sedimento sono quasi lineari ($edf\approx 1$).

La forma dell'effetto di ciascuna variabile predittrice sulla risposta del modello è riportata in Figura 3-11. La probabilità di presenza della specie è massima in acque mesoaline ad alta torbidità, caratterizzata da temperature comprese tra 10 e 17°C, associate ad una bassa percentuale di sabbia nei sedimenti superficiali (Figura 3-11).

La presenza di *P. flesus* è un evento relativamente raro, dato che gli individui di questa specie sono stati catturati con una frequenza bassa sia nel dataset di calibrazione che in quello di validazione (0.23 e 0.24, rispettivamente, Tabella 3-7). La misura di accuratezza delle previsioni del modello soglia-indipendente (AUC), mostra un'eccellente capacità predittiva sia per il dataset di calibrazione sia per il dataset di validazione (Tabella 3-7). Le misure di accuratezza che dipendono dalla definizione di una soglia per convertire la probabilità di presenza in classificazioni di presenza/assenza sono state utilizzate per stabilire quale sia il miglior criterio per definire tale soglia. È stata adottata la prevalenza come criterio, dal momento che le statistiche di accuratezza associate a questa soglia determinano il massimo valore di kappa (buon accordo tra predizioni ed osservazioni), un'elevata percentuale di previsioni correttamente classificate, sia per il dataset di calibrazione sia per quello di validazione e il massimo bilanciamento tra gli errori di commissione ed omissione (equilibrio tra sensitivity e specificity)

3.2.3.3 Applicazione del modello

La mappa di probabilità di presenza media mostra un basso valore massimo (0.51) (Figura 3-12 a) (le mappe di probabilità di presenza mensili sono rappresentate in Figura 8-1, Figura 8-2, Figura 8-3 e Figura 8-4). I valori più elevati di probabilità di presenza sono concentrati

3. Aree di nursery

nella parte più interna della laguna, e la classe più alta della probabilità di presenza è localizzata nel bacino settentrionale, a Nord di Venezia. Le più basse classi della deviazione standard della probabilità di presenza sono localizzate in corrispondenza delle zone a più bassa probabilità di presenza (Figura 3-12 b). La mappa di presenza/assenza media, generata con il criterio della prevalenza, restituisce un'ampia zona caratterizzata dalla presenza di passera (Figura 3-12 c). In particolare una grossa porzione del bacino centrale e la maggior parte dei sottobacini settentrionali sono rappresentate come aree occupate. Le zone di assenza, sono anche caratterizzate da una bassa frequenza di presenza (Figura 3-12 d). Per contro solo una piccola porzione dell'area di presenza è caratterizzata da un'alta frequenza di presenza (maggiore di 68%). Queste aree sono situate nella parte più interna del bacino settentrionale, a parte qualche piccola area isolata nel resto della laguna (Figura 3-12 d). La descrizione della distribuzione in termini di presenza/assenza e frequenza di presenza determina una marcata distinzione tra siti non favorevoli alla funzione di nursery (aree di assenza), siti che funzionano in maniera ricorrente come nursery (aree di presenza con alta frequenza di presenza) e siti che possono funzionare occasionalmente come nursery (aree di presenza con bassa frequenza).

3. Aree di nursery

Tabella 3-7. Misure di accuratezza delle previsioni del modello. Prev.: prevalenza; PCC: percentuale di classificazioni corrette; kappa: Cohen's kappa; MDT: Minimizing difference Threshold; MST: Maximizing Sum Threshold; 0-5: soglia di 0.5; AUC: Area Under the Curve.

Statistic	Calibration dataset	Evaluation dataset
n. obs	343	147
prevalence	0.23	0.24
MDT	0.2	-
MST	0.27	-
sensitivity prev.	0.79	0.81
specificity prev.	0.86	0.82
PCC prev.	0.84	0.82
kappa prev.	0.60	0.55
sensitivity MDT	0.83	0.81
specificity MDT	0.84	0.78
PCC MDT	0.83	0.78
kappa MDT	0.59	0.50
sensitivity MST	0.79	0.71
specificity MST	0.90	0.82
PCC MST	0.87	0.79
kappa MST	0.66	0.48
sensitivity 0-5	0.59	0.55
specificity 0-5	0.96	0.95
PCC 0-5	0.87	0.85
kappa 0-5	0.61	0.55
AUC	0.90	0.90

3. Aree di nursery

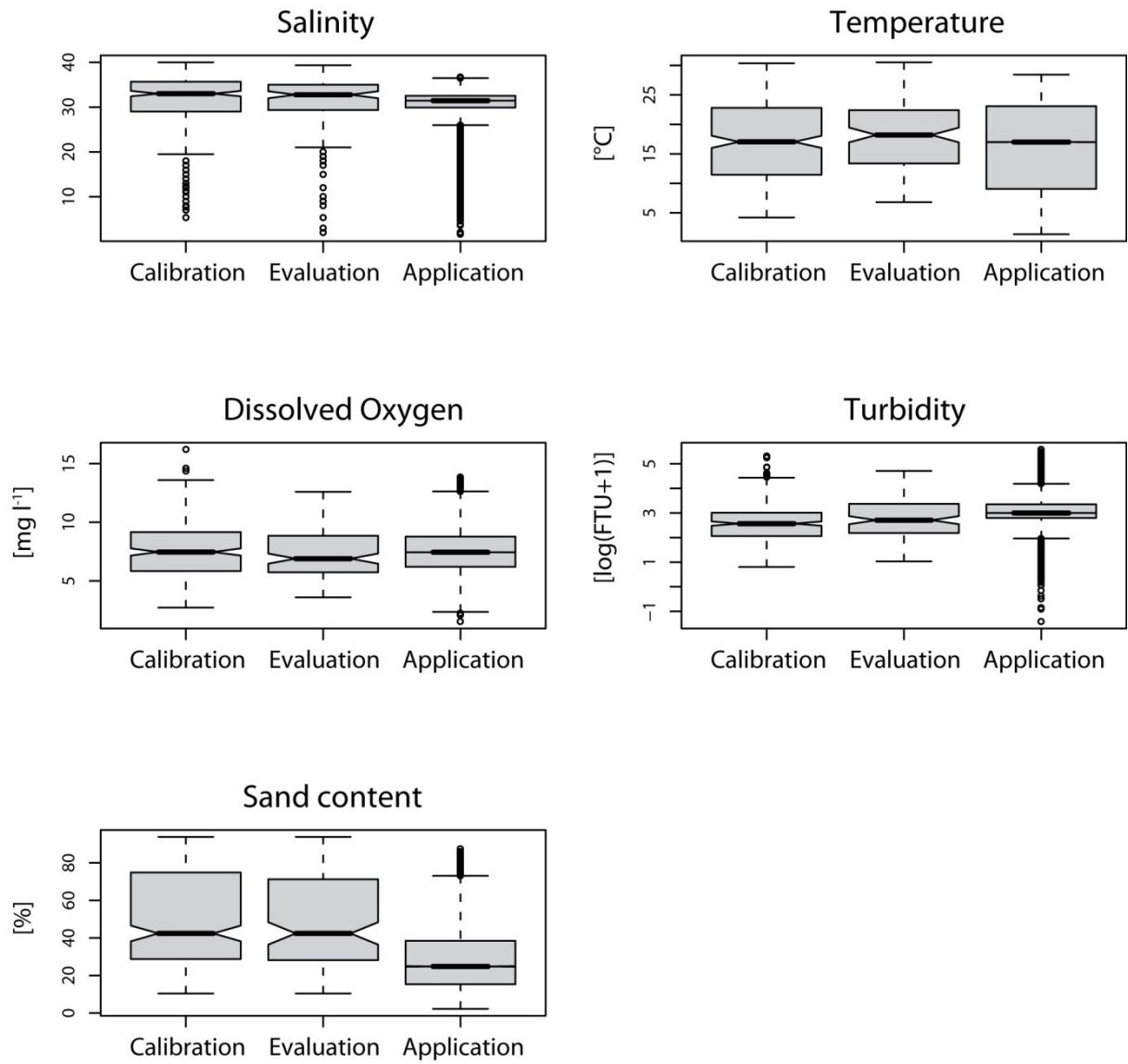


Figura 3-10. Boxplots delle variabili ambientali. La linea continua rappresenta la mediana; i limiti della scatola sono dati dai quartili e i baffi dai 5° e 95° percentile. Le tacche rappresentano la dispersione attorno alla mediana calcolata come $\pm 1.58 \text{ IQR} / \sqrt{n}$.

3. Aree di nursery

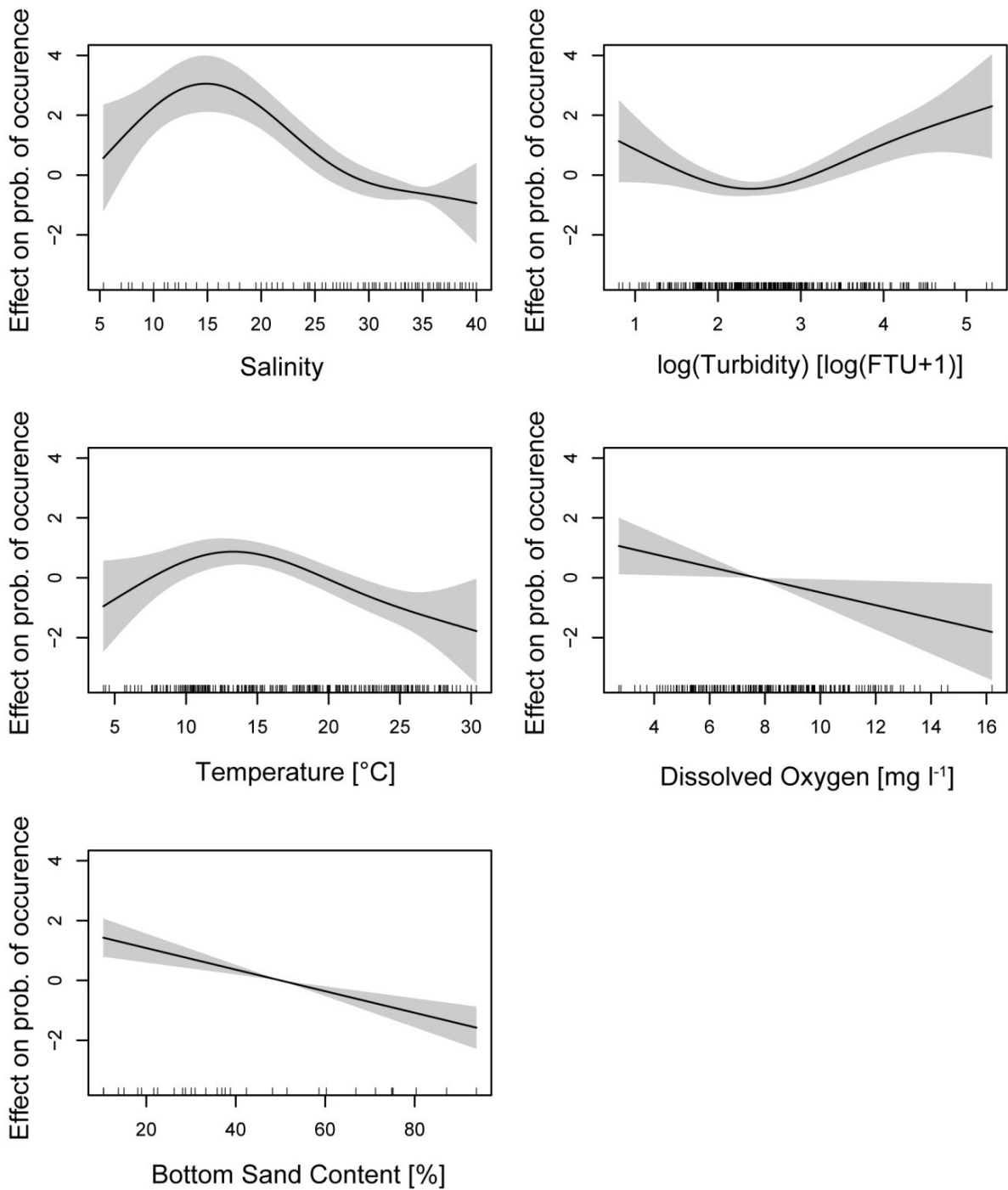


Figura 3-11. Effetto delle variabili ambientali sulla probabilità di presenza di *P. flesus*. Ogni grafico rappresenta il contributo della variabile corrispondente sul termine lineare del modello. I valori sono aggiustati per avere media zero e le bande grigie indicano l'intervallo di confidenza al 95%.

3. Aree di nursery

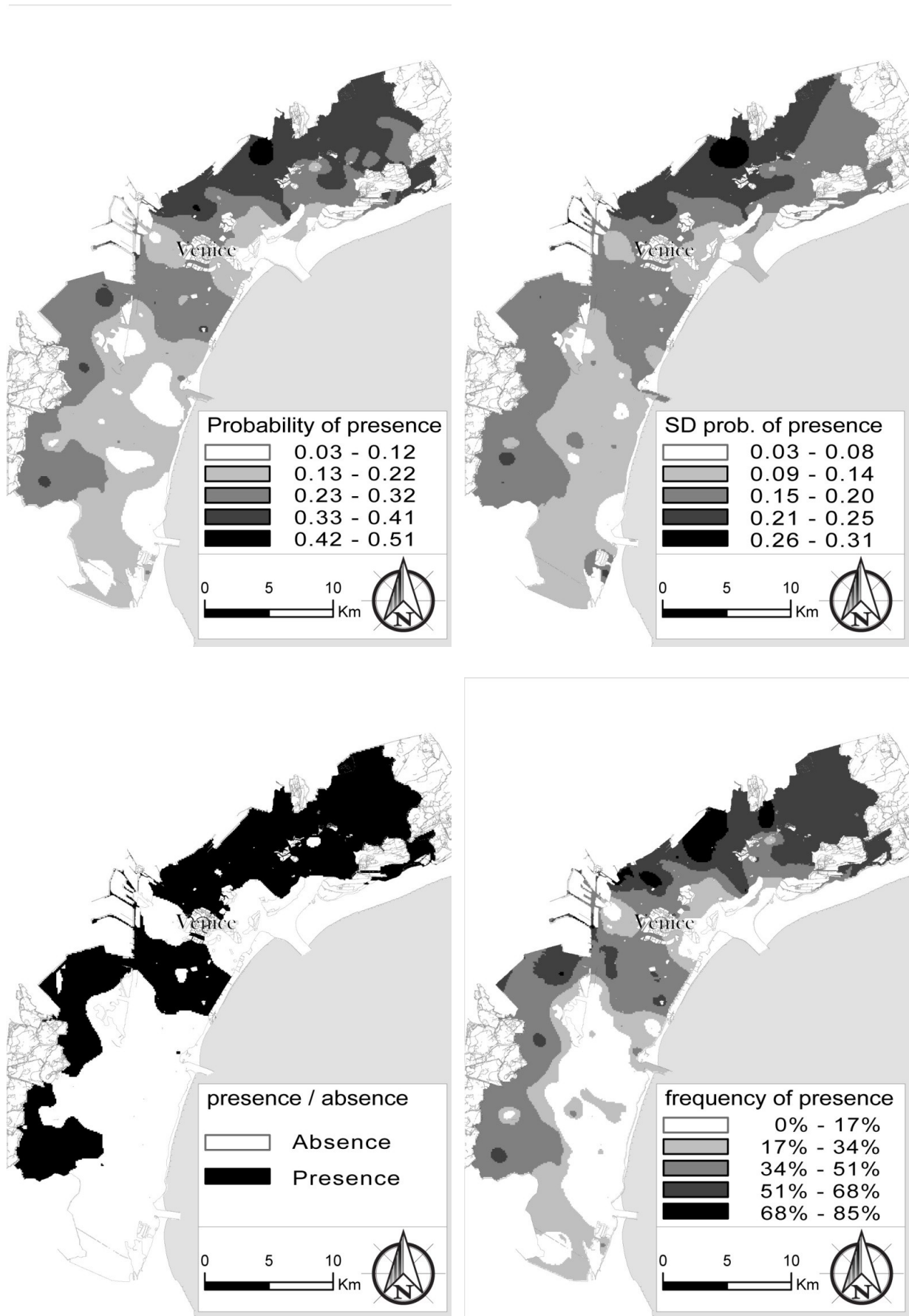


Figura 3-12. Mappe delle predizioni del modello per la probabilità di presenza media (a), deviazione standard (b) per il periodo 2004-2007. Mappe della classificazione di probabilità media come presenza e assenza (c) e della frequenza di presenza prevista (d), relativamente al periodo 2004-2007.

3.2.4 Discussione

Lo schema irregolare di raccolta di campioni, adottato seguendo la strategia di campionare ripetutamente nel tempo stazioni posizionate lungo transetti che rappresentano i principali gradienti dei parametri ambientali, si è rivelata adeguata per rappresentare la variabilità spazio-temporale dell'intero bacino. Questo è particolarmente importante alla luce degli obiettivi della ricerca, dal momento che le condizioni descritte attraverso il campionamento determinano l'accuratezza, la precisione e la generalità di un modello di distribuzione dell'habitat (Austin, 2002). Ambienti ad alta variabilità, come estuari e lagune, sono caratterizzati da associazioni specie-habitat dinamiche nel tempo (Gibson, 1997; Able *et al.*, 2005). In particolare le specie mobili tendono a spostarsi per mantenersi nelle condizioni più favorevoli per la crescita e la sopravvivenza (Gibson, 1997). Questo accade anche in laguna di Venezia, dove le condizioni ambientali mostrano dinamiche temporali legate sia a processi stagionali sia a eventi non ciclici (Solidoro *et al.*, 2004b). Per questo motivo ripetere i campionamenti nel tempo ha permesso di coprire la variabilità dei parametri ambientali considerati in questo studio, e può rappresentare una strategia migliore rispetto al campionamento di un maggior numero di stazioni in un periodo di tempo limitato.

L'unica variabile per cui i dati ricavati dai campionamenti non coprono l'intero range di variazione del bacino è il tenore di sabbia dei sedimenti superficiali. Il tipo di substrato è generalmente considerato stabile nel tempo (Able *et al.*, 2005), e quindi è stato considerato come un fattore fisso per il periodo di studio. Sono stati registrati processi che hanno innescato cambiamenti nella granulometria dei fondali lagunari (Sfriso *et al.*, 2005; Molinaroli *et al.*, 2009), ma questi agiscono su scale temporali maggiori rispetto alla durata di questo studio (Molinaroli *et al.*, 2009). La ridotta variabilità dei dati usati rispetto a quelli dell'intero bacino può essere spiegata con il fatto che non è stata coperta tutta la variabilità spaziale, e che sarebbe stato necessario estendere la copertura spaziale delle stazioni.

Comunque, in generale, il range di variazione delle condizioni ambientali è ben rappresentato nel dataset impiegato per sviluppare il modello, e questo ha permesso di calibrare un modello in grado di spiegare in termini di parametri ambientali la distribuzione (come presenza/assenza) della passera.

Questo modello è stato testato su un dataset indipendente, ottenuto attraverso una suddivisione casuale dei dati disponibili. Le capacità predittive del modello sviluppato sono risultate eccellenti, secondo i criteri di Swets (1988) per la statistica AUC. Dal momento che la prevalenza delle assenze è forte, è stato necessario prestare delle particolari attenzioni nella procedura di valutazione del modello. Infatti, nonostante l'utilizzo di modelli binomiali sia molto comune nella letteratura, bisogna evitare alcuni errori comuni. Una distribuzione non bilanciata dei dati (sbilanciamento tra presenza e assenza) può portare infatti a

3. Aree di nursery

distorsioni nella valutazione dell'accuratezza delle previsioni (Jimenez-Valverde e Lobo, 2006; 2007), anche quando si usano statistiche che non dipendono dalla trasformazione delle stime di probabilità di presenza in una risposta binaria di presenza/assenza, attraverso la definizione di una soglia soggettiva (Lobo *et al.*, 2007). Alcuni autori (Jimenez-Valverde e Lobo, 2006; Lobo *et al.*, 2007) suggeriscono che una soglia dovrebbe comunque essere stabilita per classificare le previsioni come presenza/assenza, sia allo scopo di valutare il modello che per facilitarne una corretta interpretazione.

La modellazione di una specie rara non rappresenta di per se un problema da risolvere, dal momento che una bassa frequenza di realizzazione è una proprietà tipica di un evento a bassa probabilità (Jimenez-Valverde e Lobo, 2006). Anzi alcuni autori (McPherson e Jetz, 2007; Franklin *et al.*, 2009) sottolineano che le distribuzioni delle specie rare sono generalmente più semplici da predire rispetto a quelle delle specie comuni, dal momento che è più difficile distinguere tra aree idonee e non idonee per specie generaliste.

L'interpretazione dei risultati, invece, può presentare alcune difficoltà per le specie rare, soprattutto quando la probabilità di presenza è interpretata come indicatrice dell'idoneità dell'habitat. Infatti, mentre la probabilità può generalmente variare tra 0 e 1, valori che non superano una certa soglia, a causa della bassa presenza nel dataset di calibrazione, possono essere erroneamente interpretati come cattive idoneità, anche nel caso di popolazioni stabili (Jimenez-Valverde e Lobo, 2006). Inoltre l'AUC può condurre ad una incorretta valutazione dell'accuratezza del modello, sebbene sia stato ampiamente indicato come strumento di valutazione (Manel *et al.*, 2001; Allouche *et al.*, 2006). In particolare, si possono trarre conclusioni errate quando l'AUC riassume le prestazioni del modello su regioni della curva ROC dove raramente è desiderabile operare, come quelle alle estremità, caratterizzata da un alto tasso di falsi positivi e di falsi negativi (Lobo *et al.*, 2007). Comunque la passera non è una specie rara in laguna di Venezia (Malavasi *et al.*, 2004; Franco *et al.*, 2006a, 2006b). La bassa frequenza può essere influenzata da diversi fattori, non solamente dalla rarità della specie (Karl *et al.*, 2002). In particolare una forte preferenza per alcuni habitat particolari può spiegare la bassa frequenza nel dataset, come testimoniato dalle alte densità e alte produzioni secondarie dei giovanili di passera registrate per gli habitat più idonei (Franco *et al.*, sottomesso).

Il problema dei dati non bilanciati è stato affrontato seguendo i suggerimenti di Jimenez-Valverde *et al.* (2008), e cioè considerando in maniera separata gli errori di omissione e commissione. Infatti è stato deciso di prendere in esame alcuni criteri proposti in letteratura (Fielding e Bell, 1997; Jimenez-Valverde e Lobo, 2007), per definire le soglie di conversione delle probabilità di presenza. Questo ha permesso di confermare le buone capacità predittive del modello, scegliendo una soglia che desse un equilibrio tra omissione e commissione,

3. Aree di nursery

come testimoniato dal bilanciamento tra *sensitivity* e *specificity*. Questa soglia è stata in seguito utilizzata per generare le mappe di previsione di presenza.

I risultati di questo studio rivelano una forte associazione dei giovanili di passera con alcune particolari condizioni ambientali. I giovanili di *P. flesus* preferiscono acque torbide, a bassa salinità, caratterizzate da fondali fangosi e con un tenore di ossigeno disciolto relativamente basso. Queste preferenze sembrano essere in accordo con le descrizioni disponibili in letteratura. Infatti è stato ampiamente riportata l'associazione dei giovanili di questa specie con acque mesoaline o polialine (Van der Veer *et al.*, 1991; Andersen *et al.*, 2005). Le uova si schiudono in mare, probabilmente in relazione a particolari esigenze di salinità (Grioche *et al.*, 1997, Bos e Thiel, 2006), e dopo una fase di trasporto selettivo verso le aree costiere (Grioche *et al.*, 1997, 2000), le postlarve scelgono attivamente le aree a bassa salinità (Bos e Thiel, 2006). In particolare, condizioni intermedie di salinità (5-15 PSU) rappresentano le migliori condizioni per la crescita, dal momento che le condizioni estreme (0 e 35 PSU) implicano rispettivamente un più basso tasso di assimilazione e una peggior efficienza di conversione del cibo (Gutt, 1985).

La distribuzione della passera è risultata essere associata ad alcune particolari condizioni di temperatura. In particolare la probabilità di presenza dei giovanili di passera è più elevata in corrispondenza di valori di temperatura compresi tra i 10 e i 17° C, che sono inclusi nel range interquartile dell'intero bacino per il periodo 2004-2007 (Figura 3-10), e sono confrontabili con i valori registrati nelle aree di nursery per *P. flesus* nelle coste portoghesi (Cabral *et al.*, 2007). Sebbene alcuni autori (Martinho *et al.*, 2009) abbiano evidenziato che la temperatura non influenza la distribuzione dei giovanili di passera in ambienti estuarini, molti altri indicano questo fattore come uno dei più importanti (Freitas *et al.*, 2009; Marshall e Elliot, 1998; Power *et al.*, 2000). La temperatura è un fattore critico, che influenza i pesci agendo direttamente sui meccanismi fisiologici degli organismi (Power *et al.*, 2000), ma può influenzare anche i processi stagionali, come le migrazioni e i pattern di reclutamento, che possono avere effetti molto marcati sulla distribuzione delle popolazioni (Marshall e Elliot, 1998). In particolare per la passera è stato evidenziato che la temperatura gioca un ruolo particolare nella crescita (Fonds *et al.*, 1992; Yamashita *et al.*, 2001; Stevens *et al.*, 2006), ma anche nella migrazione dei giovanili (Stevens, 2006) e nel determinare le tempistiche della deposizione (Sims *et al.*, 2005).

L'associazione con acque poco ossigenate, invece, potrebbe essere interpretato non come una preferenza attiva della specie, ma piuttosto come un effetto indiretto legato ad altri parametri ambientali, rispetto ai quali la concentrazione di ossigeno risulta essere correlata.

3. Aree di nursery

Comunque si deve sottolineare che la relazione tra la distribuzione della passera e l'ossigeno è la più debole tra quelle incluse nel modello. Questa specie, infatti, è in grado di tollerare livelli relativamente alti di ipossia (Kerstens *et al.*, 1979), non mostrando alterazione nelle attività di alimentazione e di ventilazione per livelli di ossigeno inferiori a $4.3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Tallqvist *et al.*, 1999). Oltre a questi studi di laboratorio, Maes *et al.* (2007) hanno sottolineato che concentrazioni estremamente basse di ossigeno non rappresentano un ostacolo ai movimenti migratori, tanto da suggerire come criterio di qualità dell'acqua, sufficiente a garantire la migrazione della passera all'interno dell'estuario del fiume Scheldt il valore di $2.7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Inoltre in laguna di Venezia, raramente l'ossigeno disciolto raggiunge livelli critici, essendo il limite definito dal 1° quartile $5.66 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Figura 3-10).

Sebbene la relazione tra i pattern di distribuzione dei pesci piatti e i sedimenti che caratterizzano i fondali siano stati segnalati da alcuni autori (Gibson, 1994; Able *et al.*, 2005), altri indicano che questa relazione non è ovvia e potrebbe essere indirettamente legata ad altri fattori (Cabral *et al.*, 2007). Amezcua e Nash (2001) non hanno trovato differenze significative nelle abbondanze della passera per aree caratterizzate da diverse tipologie di substrato nel Mare d'Irlanda. Una caratteristica dei fondali essenziale per la passera è quella che deve permettere l'infossamento (Gibson e Robb, 1992; Carl *et al.*, 2008), ma in laguna di Venezia tutti i fondali nudi sono adatti a questa operazione. La preferenza per una particolare granulometria, quindi, potrebbe essere legata alla disponibilità di prede (Gibson e Robb, 1992; Amezcua e Nash, 2001; Able *et al.*, 2005; Cabral *et al.*, 2007). Inoltre, nel dataset utilizzato, la granulometria è fortemente correlata con il fetch, e quindi la predilezione dei giovanili di passera per sedimenti fangosi potrebbe essere legata ad una preferenza per aree riparate, come suggerito anche da Riley *et al.* (1981).

Anche l'associazione con la torbidità potrebbe essere legata ad altri effetti indiretti. Power *et al.*, (2000) hanno trovato che l'abbondanza della passera è positivamente correlata con la torbidità, suggerendo che le aree ad acque torbide spesso rappresentano zone con ampia disponibilità di prede per i pesci giovanili. Inoltre, la riduzione della visibilità, associata alle acque torbide, è stata dimostrata essere un fattore chiave nel ridurre i rischi di predazione intra e interspecifici (Blaber e Blaber, 1980). Quindi le acque torbide sembrano rappresentare un beneficio per le passere, almeno finché non vengano raggiunti livelli tali di torbidità da alterare le capacità predatorie della specie (probabilmente legate anche all'uso dell'olfatto; Vinagre *et al.*, 2008) o da provocare danni fisiologici a causa dell'ostruzione delle branchie (Cyrus e Blaber, 1987).

Alcuni autori hanno dimostrato che l'inclusione delle interazioni biotiche può migliorare le performance dei modelli di distribuzione dell'habitat (Le Pape *et al.*, 2006; Nicolas *et al.*,

2007; Heikkinnen *et al.*, 2007), dove le interazioni biotiche possono agire sia in maniera positiva che negativa (Araujo and Guisan, 2006).

Comunque in uno studio recente Florin *et al.* (2009) hanno dimostrato che la disponibilità di prede, o le interazioni con altri giovanili di pesci piatti, non migliorava il loro modello nello spiegare la distribuzione dei giovanili di passera nel Mare Baltico. Sebbene non siano state esplicitamente prese in esame interazioni biotiche, la distribuzione della passera è stata descritta da un numero di variabili abiotiche che possono funzionare come proxy per gli attributi biologici dell'habitat, come il rischio di predazione o la disponibilità di prede (Able *et al.*, 2005).

Il modello di distribuzione dei giovanili di passera è stato applicato usando le mappe dei parametri ambientali come predittori, in modo da identificare le aree di nursery in laguna di Venezia. Allo scopo di rappresentare in maniera corretta l'utilizzo dell'habitat, è stata presa in considerazione anche la variabilità temporale. Infatti, invece di valutare la distribuzione sulla base delle condizioni medie, il modello è stato utilizzato per predire la distribuzione nel tempo e in seguito è stato calcolato l'utilizzo medio dell'habitat. Le aree con maggiore probabilità di presenza sono localizzate nel bacino settentrionale, dove le passere possono trovare acque riparate e fondali fangosi (Molinaroli *et al.*, 2007), e dove si riscontrano condizioni idonee di salinità e torbidità, soprattutto in relazione all'immissione di acque dolci (Zonta *et al.*, 2005; Zuliani *et al.*, 2005). La deviazione standard associata alla probabilità di presenza media non aiuta molto a discriminare, per le zone ad alta probabilità di presenza, tra i siti ricorrenti e quelli occasionali (*sensu* Bellier *et al.*, 2007; Certain *et al.*, 2007). Il coefficiente di variazione associato alla probabilità di presenza media mostra un andamento costante per l'intero bacino, con maggiore variabilità associata alle aree non idonee, come quelle prospicienti le bocche di porto. La distribuzione della passera potrebbe essere associata alla variabilità delle condizioni ambientali, spingendo i giovanili a muoversi per cercare le migliori condizioni per la crescita e la sopravvivenza (Gibson, 1997). Infatti, le aree con alta probabilità di presenza ed elevati valori di deviazione standard sono quelle associate ad un'elevata variabilità dei principali parametri chimico-fisici (Solidoro *et al.*, 2004b). Questa variabilità caratterizza anche la distribuzione della probabilità di presenza media, che non è espressa dal suo range potenziale (0 -1). Solamente alcune piccole aree prossime alle bocche di porto presentano valori molto bassi di probabilità, mentre il valore massimo raggiunto è solamente 0.51 (Figura 3-12 a). Questo complica la distinzione tra zone idonee e non idonee (Jimenez-Valverde e Lobo, 2006). Si può semplificare l'interpretazione dei risultati osservando le mappe di presenza/assenza, ottenute applicando la stessa soglia utilizzata per valutare le capacità predittive del modello. La tipologia di modelli adottati in questa parte della ricerca sono basati sull'assunzione implicita che

3. Aree di nursery

l'occupazione di un sito sia da considerare un segnale di idoneità dell'habitat (Wintle *et al.*, 2005). Probabilmente un modello che utilizzi come variabile di risposta l'abbondanza dei giovanili (si veda ad esempio Le Pape *et al.*, 2003) potrebbe portare in maniera più semplice all'identificazione degli habitat con un importante ruolo di nursery. In ogni modo la valutazione della persistenza dei giovanili di passera, compiuta in questo studio attraverso l'identificazione dei siti ricorrenti, occasionali e non idonei alla funzione di nursery permettono di inferire alcune considerazioni riguardo l'importanza come aree di nursery dei diversi habitat dell'area di studio.

La mappa di presenza/assenza (Figura 3-12 c), infatti, permette di classificare le aree della laguna come idonee (presenza) o non idonee (assenza): la maggior parte delle aree confinate della laguna sembrano avere una funzione di nursery per *P. flesus*, con un ruolo particolarmente evidente per quelle del bacino settentrionale. Al contrario, la parte meridionale del bacino centrale, la maggior parte del bacino Sud, così come l'area della bocca di porto del bacino Settentrionale, sembrano non idonee per i giovanili di passera. Queste aree non idonee sono tutte a forte influenza marina (Solidoro *et al.*, 2004b) e parzialmente ricoperte di praterie di fanerogame marine (Curiel and Rismondo, 2006; Sfriso e Facca, 2006). È interessante notare che le predizioni della distribuzione della passera, per cui è stato comunemente indicata una preferenza per fondali nudi (Tarpgaard *et al.*, 2005), ricadono al di fuori delle praterie di fanerogame, anche se la vegetazione non è stata considerata come una variabile predittiva del modello. Probabilmente questo è legato ad esigenze divergenti tra la passera e le specie di fanerogame marine diffuse in laguna di Venezia. La bocca di porto di Malamocco (bacino centrale) è l'unica zona a influsso marino che può avere una funzione potenziale di habitat per i giovanili di passera, come indicato dalla mappa della frequenza di presenza. Le altre aree ad elevata frequenza di presenza sono localizzate soprattutto nelle aree interne del bacino settentrionale e in qualche isolata area confinata della zona centro-meridionale.

Nelle ultime decadi è stata registrata una diminuzione delle catture di passere nella pesca locale (Provincia di Venezia, 2009). Sebbene possano esistere diverse cause per spiegare questa riduzione (come la variazione dello sforzo di pesca), è ragionevole assumere che questa diminuzione sia legata ad un impoverimento della popolazione di questa specie. Infatti, la stabilità della popolazione può essere messa in relazione alla disponibilità di condizioni ambientali idonee e alla presenza degli habitat essenziali per la specie. Il collasso delle catture registrato durante gli anni 80 (Provincia di Venezia, 2009) può essere spiegato infatti con il deterioramento delle condizioni dovute alle crisi distrofiche di quel periodo (Sfriso e Facca, 2007). Più in generale, questo trend negativo può essere legato, almeno in parte, alla perdita di habitat di basso fondale fangosi registrato nelle ultime decadi (Molinarioli *et al.*,

3. Aree di nursery

2009). La perdita di habitat rappresenta infatti una delle minacce principali per gli ecosistemi costieri, con una pesante ripercussione sul ruolo di nursery per molte specie di elevato interesse economico ed ecologico (Valiela *et al.*, 2004). Questo può in parte spiegare perché le aree idonee siano state individuate soprattutto nella parte settentrionale del bacino lagunare, dal momento che questa risulta caratterizzata da un maggior livello di naturalità e conserva ancora caratteristiche tipiche delle aree di transizione (Molinaroli *et al.* 2009). Le caratteristiche e l'estensione di queste aree di nursery devono essere considerate e valutate, dato che il reclutamento e l'abbondanza delle popolazioni sono influenzate, nel caso dei pesci piatti, dall'estensione delle aree di nursery (Rijnsdorp *et al.*, 1992).

3.2.4.1 Conclusioni

La conoscenza delle caratteristiche e della distribuzioni degli habitat costituisce un elemento fondamentale per la gestione delle specie oggetto di pesca, e le aree di nursery possono essere considerate come particolari habitat necessari per i primi stadi dei pesci piatti (Norcross *et al.*, 1999).

I risultati presentati in questo capitolo rappresentano un contributo alla conoscenza delle condizioni abiotiche che rendono un habitat idoneo per i giovanili di passera, e l'applicazione del modello, calibrato all'interno di un ambiente GIS, ha permesso di identificare la distribuzione di questi habitat idonei all'interno della laguna di Venezia.

La distribuzione dell'insediamento dei pesci piatti è influenzato sia dal trasporto delle larve che dalla scelta attiva dell'habitat (Able *et al.*, 2005), e probabilmente l'insediamento iniziale avviene in aree a bassa salinità (Van der Veer *et al.*, 1991; Grioche *et al.*, 1997). Questo studio conferma che la passera preferisce acque a bassa salinità, torbide e con fondali siltoso-argillosi, potendo tollerare acqua con un contenuto d'ossigeno relativamente basso. In laguna di Venezia aree con queste caratteristiche possono essere ritrovate soprattutto nel bacino settentrionale, nella zona di influenza del fiume Dese. Questo corso d'acqua è infatti responsabile dalla maggior parte delle immissioni di acqua dolce in laguna (Zonta *et al.*, 2005; Zuliani *et al.*, 2005).

3.3 Il gambero grigio *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758)

3.3.1 Introduzione

Il terzo caso di studio preso in esame è quello del gamberetto grigio *Crangon crangon*. Questo decapode, tipico delle acque marine costiere, ha un'ampia distribuzione lungo le coste europee, che va dal Mar Bianco nel Nord della Russia, fino alle coste del Marocco nel Mediterraneo (Tiews, 1970, Gelin *et al.*, 2000, Campos e Van der Veer, 2008). La sua distribuzione è incentrata nel mare di Wadden, lungo le coste olandesi, tedesche e danesi (Hufnagl e Temming, 2008). A causa della sua vasta diffusione e del suo valore commerciale è stato ampiamente studiato, anche se le indagini sono estremamente limitate in Mediterraneo (Campos e Van der Veer, 2008). L'interesse per *C. Crangon*, è giustificato dal fatto che è una specie estremamente abbondante negli estuari europei, e costituisce un elemento chiave di questi ecosistemi (Campos e Van der Veer, 2008), rappresentando un'importante risorsa per molte specie di predatori, e insistendo a sua volta, come predatore, su diverse specie bentoniche e nectoniche (Oh *et al.*, 2001).



Figura 3-13. Postlarva e individuo adulto di *C. crangon*.

C. crangon si ritrova soprattutto in corrispondenza di fondali molli (sabbiosi, sabbiosi-argillosi e argillosi) delle zone costiere, anche se può essere catturato a profondità comprese tra i 20 e i 90 m (Campos e Van der Veer, 2008). Il tipo di sedimento del fondale può influenzare fortemente la sua distribuzione, dal momento che deve permettere l'infossamento (Bilgin *et al.*, 2008). *C. crangon* può essere trovato in abbondanti quantità nelle aree influenzate da apporti di acque dolci (Gelin *et al.*, 2001), nelle zone di tipo estuarino, come il Mar Baltico (Lapinska e Szaniawska, 2006) e in aree più tipicamente marine, come nel Mar Mediterraneo (Bulnheim e Schwenzer, 1993). L'apporto di acque dolci è così determinante nell'influencare la dinamica delle popolazioni di *C. crangon*, da condizionare le quantità catturate lungo le coste tedesche del mare di Wadden (Siegel *et al.*, 2005). Un altro fattore estremamente importante per la dinamica di popolazione di *C. Crangon* è la temperatura (Siegel *et al.*, 2005; Bilgin *et al.*, 2008; Campos e Van der Veer, 2008; Campos *et al.*, 2009). Tale fattore agisce sia nel condizionare il reclutamento, e di conseguenza le dimensioni delle popolazioni e degli stock commerciali (Siegel *et al.*, 2005), sia influenzando la distribuzione degli adulti e

dei giovanili attraverso le migrazioni tra i diversi habitat (Kuipers e Dapper, 1984; Cattrijsse, 1997, Bilgin *et al.*, 2008). Infatti, le *saltmarsh* (Cattrijsse, 1997) e le piane tidali (Kuipers e Dapper, 1984) sono indicate come aree di nursery per questa specie, da dove gli individui migrano poi verso zone più profonde quando l'acqua diventa troppo calda (Hufnagl e Temming, 2008). Queste zone tidali che funzionano da nursery sono localizzate principalmente nelle aree costiere, dove i giovanili del gambero grigio possono beneficiare anche dell'effetto di protezione dai predatori offerto dalle elevate torbidità (Maes *et al.*, 1998). Un altro parametro potenzialmente importante nell'influenzare la distribuzione di *C. crangon* in queste zone poco profonde è la concentrazione di ossigeno disciolto, che è stato dimostrato essere correlato con l'abbondanza del gambero grigio negli estuari del Mondego (Portogallo) (Viegas *et al.*, 2007) e del Tamigi (Attrill *et al.*, 1999).

Lo scopo di questa parte della tesi è quella di sviluppare dei modelli di distribuzione dell'habitat per *C. crangon* in laguna di Venezia, considerando separatamente le postlarve (LT<15mm), che sfruttano i bassofondi come aree di nursery (Cattrijsse, 1997), e gli individui di dimensioni superiori.

3.3.2 Materiali e metodi

3.3.2.1 Area di studio

L'area di studio è descritta nel paragrafo 2.1.1. Le stazioni di campionamento sono le stesse del caso di studio dei giovanili di *P. flesus*, riportate in Figura 3-8.

3.3.2.2 Raccolta dati

I dati utilizzati sono stati ottenuti raggruppando le informazioni provenienti dai campionamenti effettuati da marzo a dicembre 2004, da marzo a giugno 2005, e da febbraio ad ottobre 2008 (cfr par. 2.2, p.15).

Almeno 50 individui per campione sono stati misurati, in modo da poter distinguere tra le *postlarvae* (L<15 mm) ed il resto della popolazione (da qui in poi indicata come "giovanili+adulti", LS≥15 mm) (Cattrijsse *et al.*, 1997).

Le matrici di dati per le postlarve e per gli "giovanili+adulti" sono state ottenute filtrando i dataset completi in modo da utilizzare esclusivamente i dati dei periodi in cui le postlarve o gli individui più grandi sono presenti nel bacino lagunare. Per individuare tali periodi, sono state analizzate le distribuzioni delle lunghezze nel tempo.

I parametri ambientali presi in esame sono: temperatura; salinità; torbidità; concentrazione di ossigeno disciolto; tenore di sabbia nel sedimento superficiale; il fetch relativo ai venti dominanti (0°, 45° e 35) (par.2.3, p. 15).

I dataset così creati sono stati splittati attraverso un campionamento casuale, in modo da ottenere un sottoinsieme dei dati che è stato utilizzato esclusivamente per la calibrazione (75% delle osservazioni), ed un secondo sottoinsieme che è stato usato unicamente per la validazione del modello (25% delle osservazioni).

3.3.2.3 Modello di distribuzione dell'habitat

A causa dell'elevata presenza di zeri è stato necessario sviluppare modelli di distribuzione di tipo *delta*, come proposto da Stefansson (1996). La procedura consiste nella calibrazione di due modelli, uno binomiale per riprodurre la presenza e l'assenza, necessario a gestire la sovrabbondanza di zeri, mentre il secondo modello è calibrato sulle abbondanze positive utilizzando la più appropriata distribuzione della famiglia esponenziale. Questa tipologia di modelli è stata descritta nel paragrafo 3.1.2.6.

Le densità sono state modellate, separatamente per le *postlarvae* e per i "giovani+adulti" di *C. crangon*, nel seguente modo: una regressione logistica è stata fittata per la componente di presenza/assenza, attraverso l'utilizzo di un GLM binomiale (modello lineare generalizzato; vedi par. 2.7.1), mentre per l'abbondanza è stato utilizzato un GLM con famiglia gaussiana, utilizzando come variabile di risposta il logaritmo della densità. Le variabili utilizzate come predittori sono temperatura, salinità, ossigeno disciolto, percentuale di sabbia nel sedimento superficiale, torbidità e fetch delle direzioni dei venti dominanti (0°, 45° e 135°). Per ciascuna componente del modello è stata eseguita una procedura di selezione delle variabili stepwise (Johnson e Omland, 2004), ottimizzando l'AIC (Akaike Information Criterion; Akaike, 1974), in modo da ottenere i migliori modelli possibili, tenendo conto della necessità di scegliere un modello in grado di fittare i dati al meglio senza essere troppo complesso.

3.3.2.4 Valutazione del modello

Le capacità di predizione dei modelli sono state valutate sul dataset di calibrazione e su quello di validazione, calcolando il livello di correlazione tra predizioni ed osservazioni, valutato attraverso il coefficiente di correlazione di Spearman, il coefficiente di correlazione di Pearson e il coefficiente di determinazione della regressione tra previsioni e osservazioni. La parte binomiale del modello è stata valutata attraverso la statistica AUC.

La relazione tra l'abbondanza e le variabili ambientali è stata valutata attraverso le curve di risposta medie. Queste rappresentano la stima dell'abbondanza potenziale al variare di un singolo parametro, mentre gli altri sono fissati attorno al loro valore medio.

3.3.2.5 Applicazione del modello

Il modello calibrato è stato utilizzato per predire l'abbondanza potenziale per l'intero bacino lagunare. Utilizzando come predittori le mappe raster descritte nel par.2.6, sono state stimate le densità per tutti i mesi dei periodi considerati nell'intervallo 2007-2004, al fine di coprire,

per quanto possibile, il periodo di riferimento dei dati usati per sviluppare il modello (2004-2008).

Le mappe risultanti sono state utilizzate per calcolare la densità potenziale media e la deviazione standard associata per ciascun anno e per l'intero periodo 2004-2007.

3.3.3 Risultati

L'analisi della distribuzione delle lunghezze degli individui campionati nel tempo (Figura 3-14), permette di identificare il periodo di presenza delle postlarve e degli individui adulti e giovanili. I primi sono presenti nel bacino lagunare tra marzo e luglio, mentre gli altri sono presenti, con diverse abbondanze, tutto l'anno. Di conseguenza per la calibrazione del modello per le postlarve sono stati utilizzati solamente i dati riferiti a questo periodo, mentre l'intero dataset è stato impiegato per sviluppare il modello relativamente ai "giovanili+adulti".

Le statistiche calcolate per valutare il modello (tab. 1.2) indicano che per entrambi i modelli la parte binomiale ha una capacità eccellente di discriminare tra siti occupati e siti non occupati (AUC >0.90 sul dataset di validazione; per i valori di riferimento si veda Swets, 1988). Le densità predette sono altamente correlate con quelle osservate in campo, con un livello di corrispondenza più elevato per le postlarve che non per i "giovanili+adulti".

Il paragone tra le curve di risposta del modello delle postlarve (Figura 3-15) e di quello di "giovanili+adulti" (Figura 3-16) permette di effettuare un confronto sulle diverse esigenze delle postlarve rispetto al resto della popolazione lagunare di *C. crangon*. Sia le postlarve che i "giovanili+adulti" mostrano una risposta simile al variare della salinità, della granulometria e del fetch, mentre fanno registrare risposte diverse per la temperatura, l'ossigeno e la torbidità. In particolare, *C. crangon* sembra preferire acque a bassa salinità, con sedimenti caratterizzati da una frazione sabbiosa pari a circa il 40% (la granulometria influisce però maggiormente sulle postlarve) e zone ben riparate dai venti dei quadranti settentrionali. L'esposizione allo Scirocco non sembra influenzare invece in modo significativo la distribuzione di questo decapode. Entrambe le classi, inoltre, sembrano non essere associate ad acque fredde, ma questo è più evidente per i "giovanili+adulti", che mostrano un massimo di densità potenziale attorno ai 28° C. La procedura di selezione ha escluso l'ossigeno dal modello per le postlarve, mentre questo parametro è stato incluso per i "giovanili+adulti", che sembrano essere associati ad acque con un basso tenore di ossigeno. Entrambe le classi sembrano preferire acque relativamente torbide, ma mentre le postlarve fanno registrare una diminuzione della densità stimata dal modello oltre i 100 FTU, la componente dei "giovanili+adulti" mostra un massimo proprio attorno a questo valore e sembra tollerare bene anche livelli di torbidità superiori.

3. Aree di nursery

I modelli sviluppati sono stati impiegati in maniera predittiva utilizzando come covariate le mappe dei valori medi mensili dei parametri ambientali disponibili, nell'arco temporale 2004-2008, considerando solo il periodo marzo-agosto per la componente rappresentata dalle postlarve e l'intero anno per quella costituita dagli individui di dimensioni più grandi di 15 mm. Le previsioni calcolate per i singoli mesi sono riportate in appendice (Figura 8-5, Figura 8-6, Figura 8-7, Figura 8-8, Figura 8-9, Figura 8-10, Figura 8-11e Figura 8-12, da pag. 181). L'evoluzione temporale delle predizioni di densità mostra una dinamica temporale che si manifesta con pattern spaziali ripetuti. Questo si ripercuote anche su una scarsa variabilità della distribuzione tra i diversi anni (Figura 3-17 per le postlarve e Figura 3-19 per "giovani+adulti"), che tendono a ripetersi nel tempo, e ad essere del tutto paragonabili alla situazione media del periodo 2004-2007 (Figura 3-18 per le postlarve e Figura 3-20 per gli adulti/giovani). La variabilità di queste distribuzioni, espressa come deviazione standard della media, risulta concentrata nelle zone a più alta densità potenziale.

3. Aree di nursery

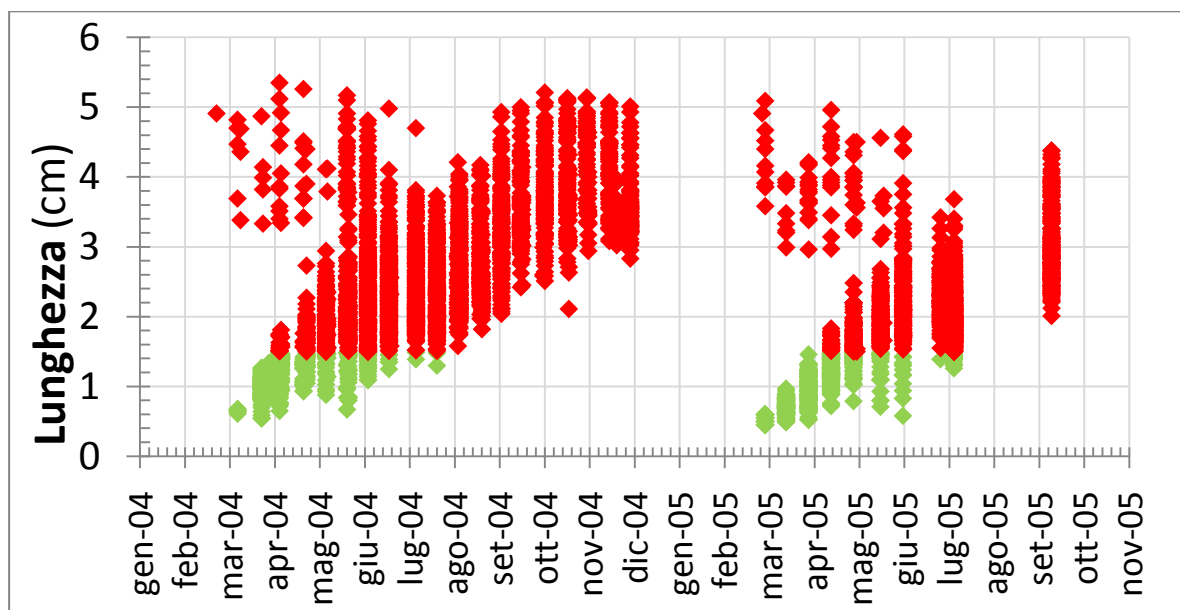


Figura 3-14. Distribuzione delle lunghezze delle “postlarve” (in verde) e di “giovani+adulti” (in rosso) di *C. crangon*.

Tabella 3-8. statistiche utilizzate per valutare le capacità predittive dei modelli per *Crangon crangon*. n.obs: numero di osservazioni; AUC: statistica che indica la capacità di discriminare tra siti occupati e sito non occupati dalla parte binomiale del modello. R, R_{adj}, ρ Spearman, ρ Pearson: coefficiente di determinazione, coefficiente di determinazione aggiustato, coefficiente di correlazione di Spearman e coefficiente di correlazione di Pearson tra i dati osservati e le previsioni dei modelli per il dataset di calibrazione (cal) e di validazione (val).

	<i>Postlarvae</i>		Juv+Adulti	
	cal	val	cal	val
n. obs	253	80	330	107
AUC (P/A)	0.88	0.90	0.94	0.91
R	0.44	0.63	0.65	0.58
R_{adj}	0.44	0.63	0.65	0.57
ρ Spearman	0.47	0.57	0.59	0.65
ρ Pearson	0.66	0.79	0.80	0.76

3. Aree di nursery

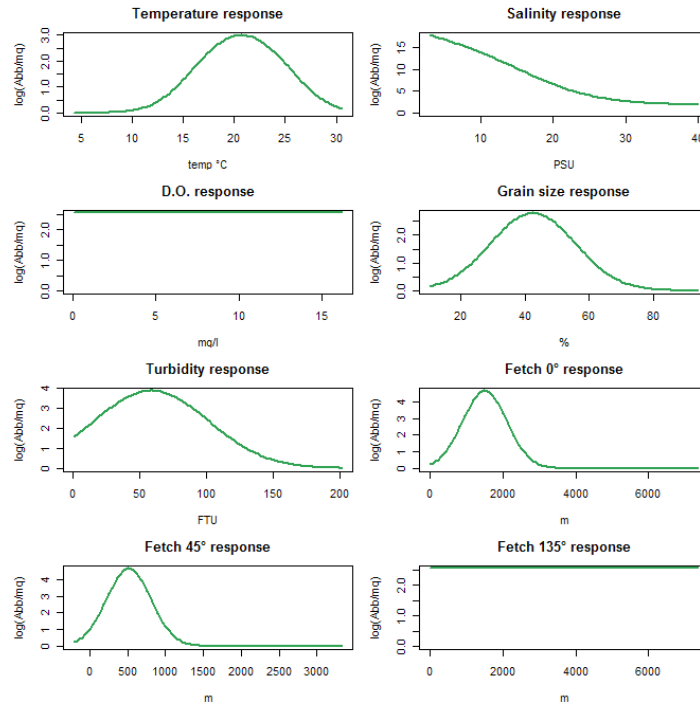


Figura 3-15. Curve di risposta per il modello delle *postlarvae* di *Crangon crangon*. In ciascun pannello è rappresentata la densità stimata al variare di uno dei parametri utilizzati nel modello, mentre gli altri parametri sono stati fissati al loro valor medio.

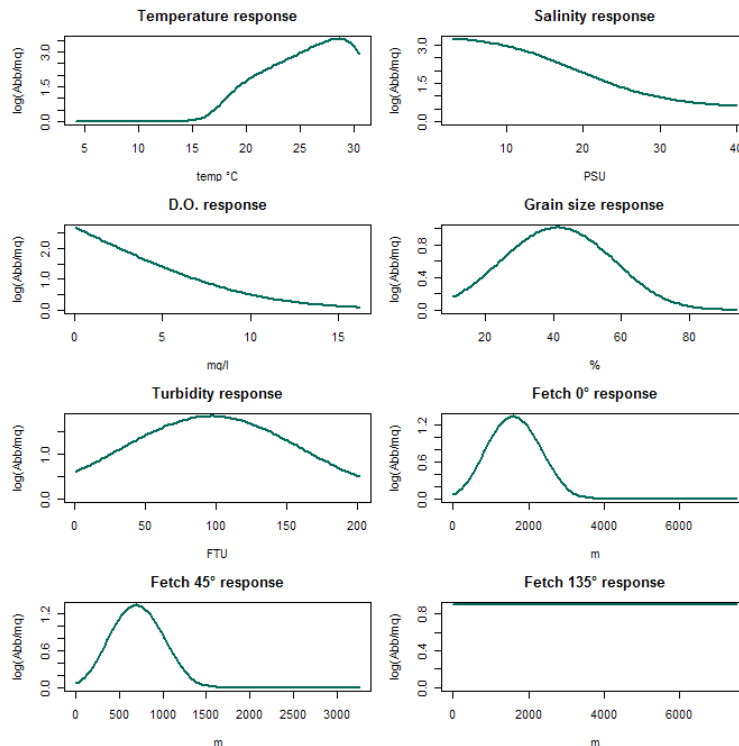
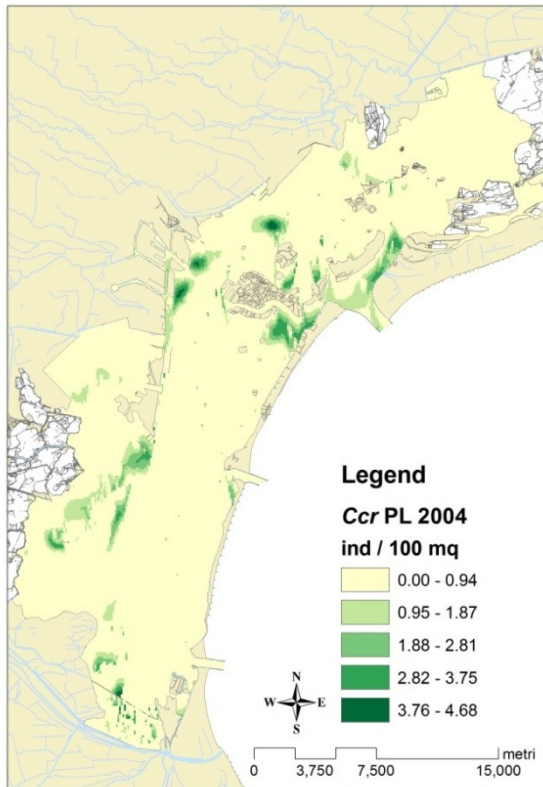
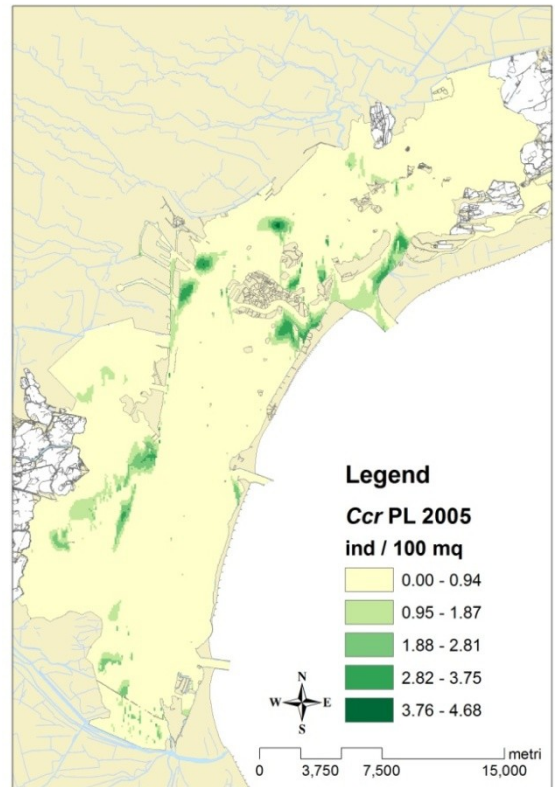


Figura 3-16. Curve di risposta per il modello degli individui giovanili ed adulti di *Crangon crangon*. In ciascun pannello è rappresentata la densità stimata al variare di uno dei parametri utilizzati nel modello, mentre gli altri parametri sono stati fissati al loro valor medio.

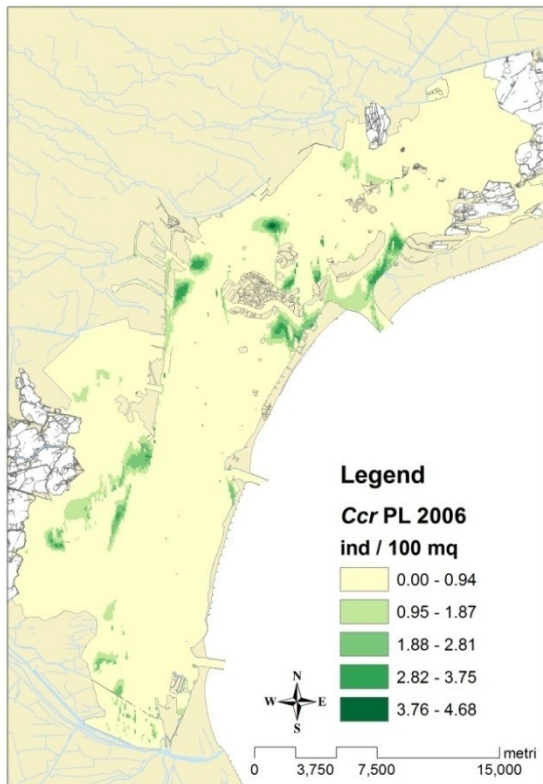
3. Aree di nursery



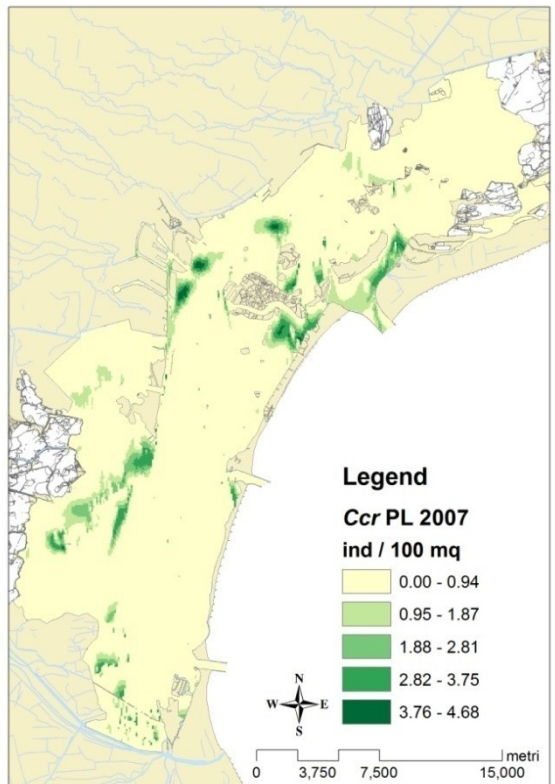
a



b



c



d

Figura 3-17. Mappe della distribuzione potenziale media del periodo marzo-agosto delle *postlarvae* di *Crangon crangon* per il 2004 (a); 2005 (b); 2006 (c); 2007 (d).

3. Aree di nursery

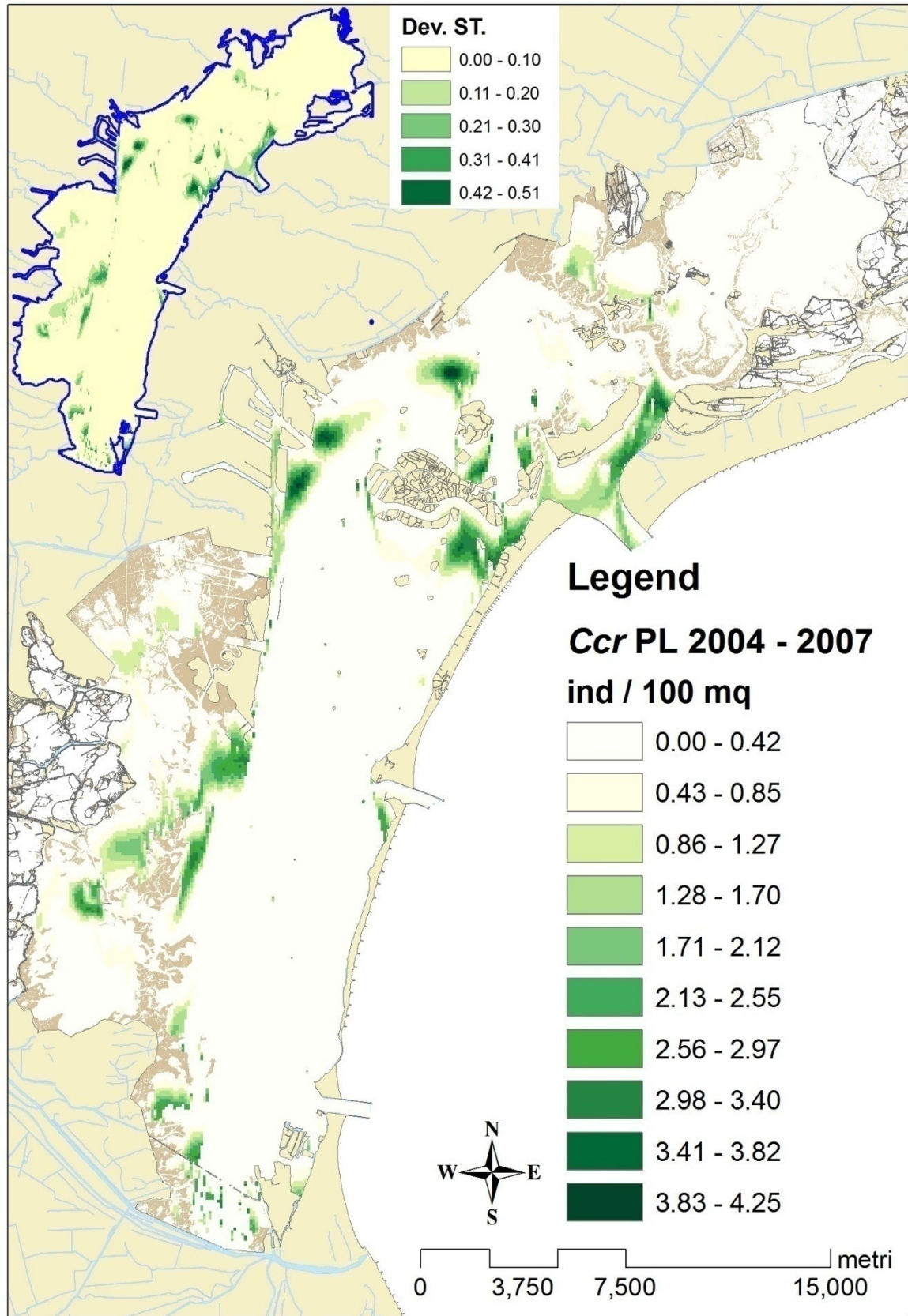
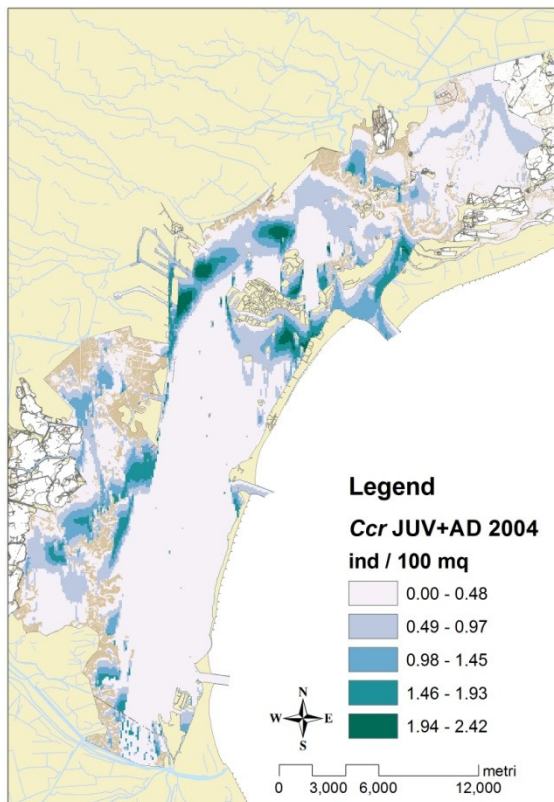
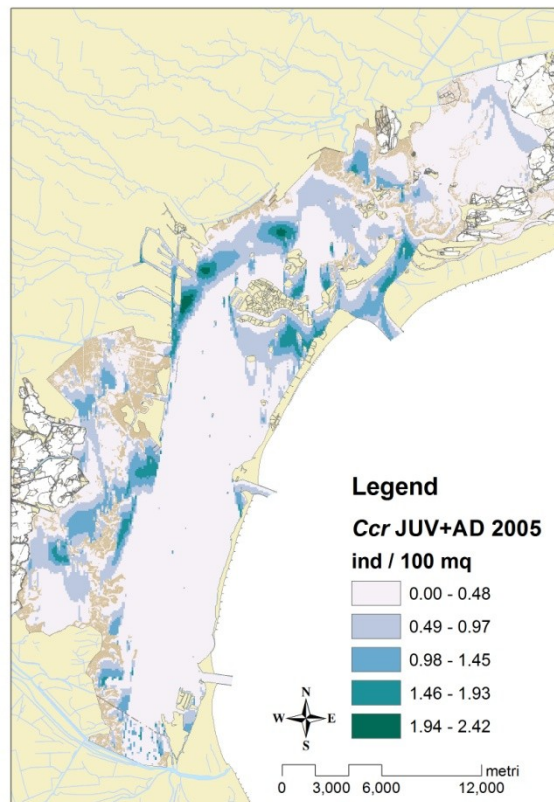


Figura 3-18. Mappa della distribuzione potenziale media del periodo marzo-agosto delle *postlarvae* di *Crangon crangon* per il periodo 2004-2007. La mappa piccola rappresenta la deviazione standard.

3. Aree di nursery



a



b

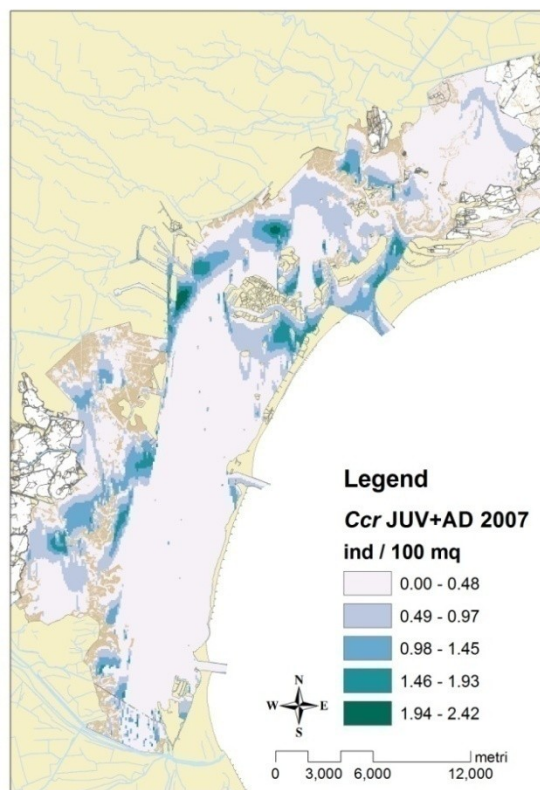
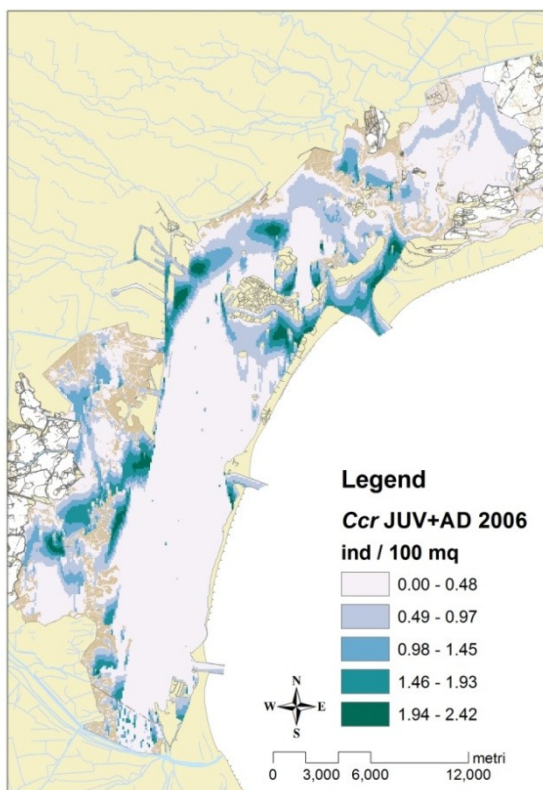


Figura 3-19. Mappe della distribuzione potenziale media dei giovanili e degli adulti di *Crangon crangon* per il 2004 (a); 2005 (b); 2006 (c); 2007 (d).

3. Aree di nursery

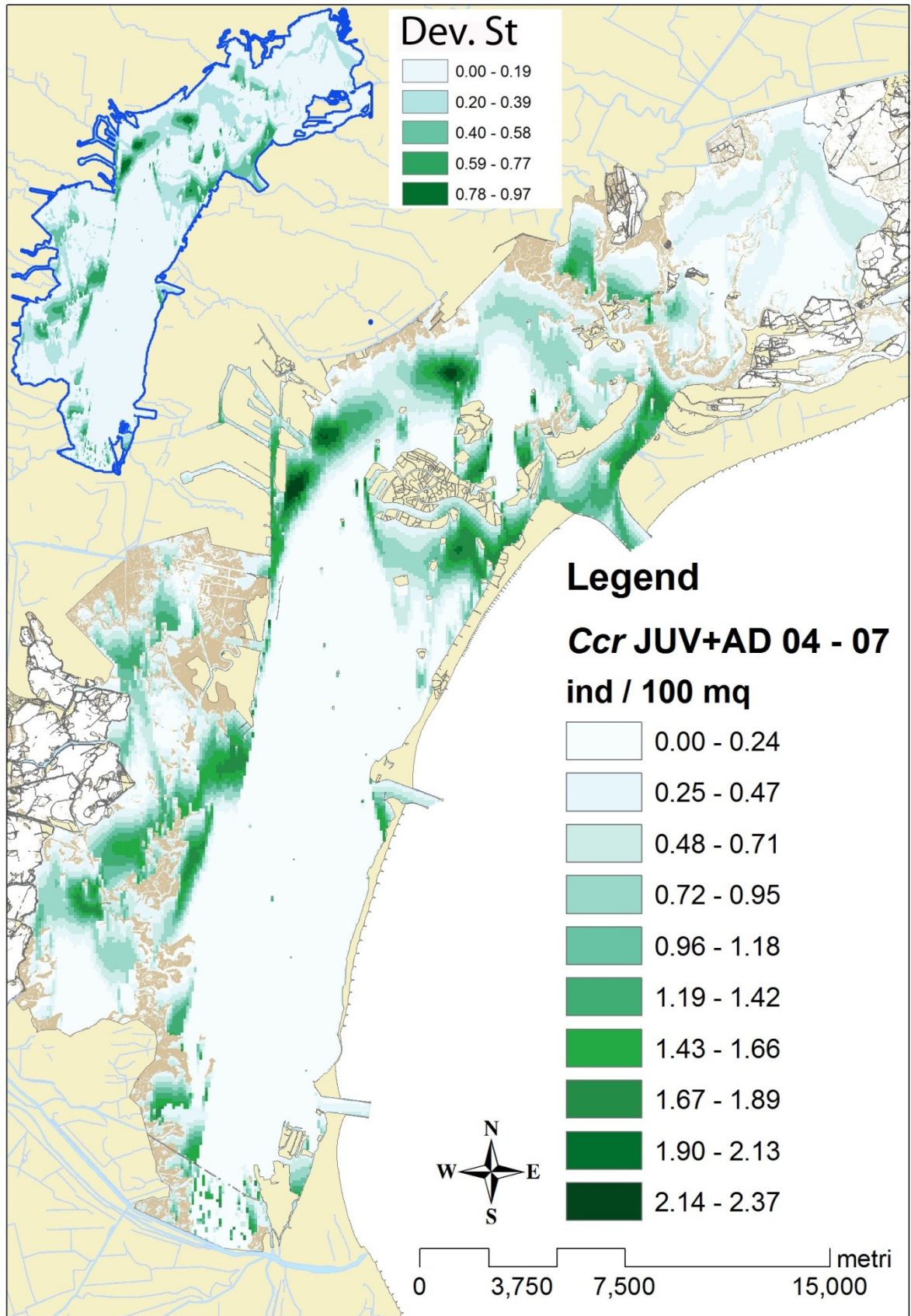


Figura 3-20. Mappa della distribuzione potenziale media dei giovanili e degli adulti di *Crangon crangon* per il periodo 2004-2007. La mappa piccola rappresenta la deviazione standard.

3.3.4 Discussione

L'unico modello di distribuzione per *Crangon crangon* disponibile in letteratura è finalizzato a descrivere la distribuzione degli individui di taglia commerciale in funzione della profondità e della salinità in zone costiere (Welleman e Storbeck, 2002). In questo studio è stato invece sviluppato un modello di distribuzione dell'habitat stadio-specifico, che distingue le postlarve dal resto della popolazione di *C. crangon* e che prende in esame oltre alla salinità anche altre variabili ritenute importanti nel determinare la distribuzione degli individui di questa specie. È stata tralasciata la profondità, dal momento che in questa tesi vengono considerati soltanto gli habitat di bassofondo e che questo parametro è risultato non essere un fattore determinante nella distribuzione del gambero grigio all'interno delle zone di transizione (Bilgin *et al.*, 2008).

Le curve di risposta della specie alle variabili ambientali presentano diversi elementi comuni tra le due componenti la popolazione considerate ("postlarve" e "giovanili+adulti"). In particolare la relazione con il grado di esposizione ai venti e con la salinità sono molto simili, indicando che tutte le fasi vitali di *C. crangon* presenti nei bassofondi lagunari sono associate preferenzialmente ad aree con acque poli-mesoaline e riparate dall'azione di disturbo del vento. Molti autori hanno indicato l'associazione con basse salinità (Campos e Van der Veer, 2008), anche se le abbondanze registrate in campo non sono sempre correlate con questo parametro (Attrill *et al.*, 1999).

Anche la risposta della granulometria sembra coerente con le indicazioni che emergono dalla letteratura (come ad es.: Bilgin *et al.*, 2008). Infatti la preferenza per sedimenti di sabbie fini con una certa componente pelitica può essere legata alla facilità di infossamento degli individui di *C. crangon*. Questo potrebbe spiegare perché la relazione è più importante per gli individui più piccoli, che si seppelliscono più frequentemente e più a fondo degli altri (Catrijsse, 1997). Nonostante alcuni autori abbiano rivelato una correlazione positiva tra le abbondanze di *C. crangon* e il tenore di ossigeno in ambiente di estuario (Attrill *et al.*, 1999), in laguna di Venezia l'effetto della concentrazione dell'ossigeno è nullo per gli individui più piccoli o addirittura negativo per gli altri. Anche in questo caso, così come per l'orata (vedi par. 3.1.4, a p.44) e la passera (par. 3.2.4, p.61), questa correlazione è probabilmente dovuta a qualche effetto indiretto e al fatto che non siano raggiunti in laguna, se non in occasioni circoscritte nello spazio e nel tempo, valori prossimi o inferiori al limite di tolleranza della specie.

Le due componenti della popolazione di *C. crangon* considerate hanno invece mostrato una diversa relazione nei confronti della temperatura. L'abbondanza massima di "postlarve" e di "giovanili+adulti" infatti risulta associata a diversi valori di temperatura. Tale associazione sembra essere correlata con la dinamica temporale della colonizzazione dei fondali lagunari,

3. Aree di nursery

analogamente a quanto riportato per altri ambienti europei (Kuipers e Dapper, 1984; Cattrijsse, 1997; Bilgin *et al.*, 2008; Hufnagl e Temming, 2008). In laguna di Venezia, però, questa dinamica temporale non sembra però essere associata a migrazioni degli individui verso habitat diversi.

In effetti, anche altri Autori (Bilgin *et al.*, 2008) trovano un'associazione temporale tra abbondanza di *C. crangon* e valori relativamente elevati di temperatura dell'acqua, ma il livello ottimale attorno ai 28° C osservato in laguna di Venezia per la componente dei "giovanili+adulti" è comunque molto elevato rispetto alle soglie fornite da alcuni autori: Hufnagl e Temming (2008), ad esempio, sostengono che quando l'acqua nelle zone tidali raggiunge i 27° C, i giovanili di *C. crangon* si spostano in zone più profonde. Va tuttavia evidenziato che al variare della latitudine, e quindi delle condizioni climatiche, sembra esserci una diversa risposta del gambero grigio al variare della temperatura (Campos *et al.*, 2009). Alle latitudini maggiori non c'è una chiara dipendenza tra il tempo trascorso tra una muta e l'altra e la temperatura, mentre a latitudini più basse questa relazione esiste e determina un maggior numero di mute, che influenza negativamente il tasso di crescita (Campos *et al.*, 2009). La crescita più lenta, legata ad un metabolismo accelerato, modifica l'intero ciclo vitale di *C. crangon*, tanto che a differenza di quanto riportato nei classici riferimenti della letteratura nord Europea (sintetizzati in Campos e Van der Veer, 2008) in Mediterraneo le popolazioni potrebbero avere un *life span* di un solo anno (Gelin *et al.*, 2000).

Queste relazioni con i parametri ambientali si riflettono nelle mappe delle previsioni delle abbondanze. Ciò che emerge dall'analisi delle distribuzioni medie annuali, e che viene confermato con la visualizzazione delle previsioni mensili (in appendice), è che il pattern spaziale è molto stabile nel tempo, mentre quello che cambia è il valore medio dell'abbondanza, legato alle dinamiche demografiche delle popolazioni. In particolare le densità predette per le *postlarve* sembrano essere molto stabili, com'è evidente se si confronta la deviazione standard della distribuzione media delle *postlarve* (Figura 3-18) con quella di "giovanili+adulti" (Figura 3-20). Per entrambi i casi la variabilità nelle zone non favorevoli è estremamente bassa, ad indicare che queste aree sono sempre sfavorevoli. Un'altra osservazione che emerge è che le aree più importanti per le due categorie dimensionali sembrano essere largamente sovrapposte, confermando le indicazioni delle curve di risposta. Le preferenze per acque a bassa salinità, fondali con tenore di sabbia medio-basso, torbidità medio/elevate (*postlarve*) o elevate ("giovanili+adulti") suggeriscono una maggior idoneità degli ambienti confinati, che si traduce, nelle mappe, con una concentrazione maggiore delle densità nelle aree di gronda. La predilezione per un fetch piuttosto basso nei confronti dei venti dei quadranti settentrionali determina una preferenza

3. Aree di nursery

per le aree più calme e riparate, e questo spiega perché ci sia una selezione di alcune aree di gronda, e non di tutte. Tale preferenza influisce anche sulla presenza, soprattutto di “giovanili+adulti”, in aree con caratteristiche piuttosto diverse rispetto a quelle appena descritte. Ci sono infatti zone che potenzialmente possono ospitare densità piuttosto elevate di *C. crangon* in prossimità della bocca di porto. Bisogna sottolineare che il dataset utilizzato non esclude la presenza in queste aree, nemmeno nelle stazioni di prateria. Inoltre alcuni autori (Polte *et al.*, 2004) hanno registrato, nel maree di Wadden, abbondanze più elevate nelle zone di prateria, rispetto ai fondali spogli.

Nel complesso, comunque, si può notare che esistono anche delle differenze a livello di bacino. A parte le diverse estensioni dei tre sottobacini, infatti, il bacino settentrionale sembra essere quello che offre a *C. crangon* la maggiore disponibilità di habitat idonei. Questo è più evidente per le *postlarve*, come se il bacino Nord offrisse un particolare supporto alla presenza dei primi stadi di vita della specie. Le zone più importanti sembrano essere quelle prospicienti alla zona di Tesserà e alla zona industriale (Figura 3-20).

In definitiva, però, si può dire che non c'è una sostanziale distinzione tra le aree di nursery (individuate dalla presenza delle *postlarve*) e le aree frequentate dagli individui di dimensioni superiori a 15 mm, come già osservato da Cattrijsse (1997). In laguna di Venezia, dove *C. crangon* ha un ciclo vitale più simile a quello registrato da Gelin (2000) per la laguna di Vaccarès che non quello descritto per il Nord Europa, gli individui giovanili di *C. crangon* tendono ad occupare i bassi fondali riparati dal vento e a bassa salinità, e rimanervi fino alla migrazione verso il mare.

4 Specie di interesse per la pesca

Come è già stato accennato precedentemente, l'identificazione e la tutela degli habitat essenziali per le specie che rappresentano una risorsa alieutica è un elemento fondamentale della loro gestione (Schmitt, 1999). Questo è stato riconosciuto dalle istituzioni statunitensi, dato che il Congresso ha modificato il *Fishery Conservation and Management Act* nel 1996, includendo l'obbligo per le agenzie deputate alla gestione delle risorse di identificare e proteggere gli habitat essenziali delle specie pescate (*Essential Fish Habitat EFH*). Già da molto tempo, però, in Nord America, le agenzie federali si erano impegnate nella descrizione e quantificazione degli habitat delle risorse che erano incaricate a gestire (USFWS, 1980a, 1980b, 1981; Terrel, 1984; Bovee e Zuboy, 1988; Bovee *et al.*, 1994). Più recentemente anche in Europa sono stati sviluppati progetti per la descrizione dell'EFH, come il progetto Interreg IIIA CHARM, "*Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management*" (Carpentier *et al.*, 2005) o il progetto europeo *enviEFH* (Valavanis, 2008). Questi progetti, analogamente all'approccio statunitense, basano la quantificazione dell'EFH sulla modellazione della distribuzione delle specie. Quello di sviluppare modelli di distribuzione dell'habitat in funzione delle condizioni ambientali, infatti, rappresenta la strategia più comune, anche se è possibile individuare l'EFH in altri modi, come: indagare la distribuzione delle risorse e delle aree di pesca, anche utilizzando le conoscenze dei pescatori (come ad es. in Bergmann *et al.*, 2004); descrivere le caratteristiche fisiche degli habitat, che solitamente si fa prendendo in esame le proprietà dei fondali (Lathorp *et al.*, 2006); studiare i parametri demografici delle popolazioni (Levin e Stunz, 2005; Niklitschek e Secor, 2005; Gilliers *et al.*, 2006).

In quest'ottica, in questa parte della ricerca si intende affrontare una caratterizzazione degli habitat importanti per la pesca in laguna di Venezia. L'attività di pesca e lo sfruttamento degli specchi d'acqua per l'allevamento di specie ittiche i cui stadi giovanili si insediano nelle lagune, appartengono alla storia della laguna di Venezia e alla tradizione delle sue popolazioni (Bevilacqua, 1998; Granzotto *et al.*, 2001). Negli ultimi decenni in quest'area, così come in altre lagune costiere del Nord Adriatico, è aumentata l'importanza della raccolta di molluschi bivalvi, dopo l'introduzione della vongola filippina, *Ruditapes philippinarum* (Adams e Reeve 1850). L'immissione di questa specie indo-pacifica in laguna di Venezia è avvenuta nel 1983 (Cesari e Pellizzato, 1985) e in pochi anni è diventata la prima produzione alieutica lagunare, con picchi produttivi di oltre 40.000 tonnellate per anno alla fine degli anni '90 (Pellizzato *et al.*, 2006). Lo sfruttamento in regime di libero accesso (Provincia di Venezia, 2000; 2009), oltre a contribuire al degrado dell'ecosistema lagunare (Provincia di Venezia, 2000, 2009; Badino *et al.*, 2004; Pranovi *et al.*, 2003, 2004; Boatto e Pellizzato, 2005; Sfriso, 2005a, 2005b), ha messo in crisi la risorsa, come risulta evidente

dall'andamento delle produzioni annuali (Turolla *et al.*, 2008). Questo ha avuto profonde ripercussioni sul piano gestionale, con il progressivo passaggio da un'attività di sfruttamento di banchi naturali ad un sistema basato sull'allevamento e la pesca controllata in aree in concessione (Provincia di Venezia, 2000, 2009; Boatto e Pellizzato, 2005; G.R.A.L., 2006, 2009).

Visto l'interesse economico e sociale per l'attività di sfruttamento della vongola filippina in laguna di Venezia, nell'ambito della presente tesi l'attività di ricerca è stata focalizzata sulla modellazione spaziale dell'habitat della vongola filippina, considerando separatamente le forme giovanili ("seme") e gli individui di taglia commerciale.

4.1 La vongola filippina *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve 1850)

R. philippinarum è una specie di origine asiatica, con ampia distribuzione indopacifica, dal Pakistan alle isole Curili (Russia). La specie è stata introdotta, a fini di acquicoltura, prima negli Stati Uniti ed in Canada, e da qui in Europa alla fine degli anni '70 (Cesari e Pellizzato, 1985). All'inizio degli anni '80, *R. philippinarum* è stato introdotto nelle lagune del Nord Adriatico, dove ha in pratica soppiantato la specie autoctona di vongola verace, *Ruditapes decussatus*, grazie ad una maggiore tolleranza alle variazioni dei parametri ambientali chimico-fisici e alla capacità di cibarsi di un più ampio spettro di risorse alimentari (Paesanti e Pellizzato, 2000; Sorokin e Giovanardi, 1995).

Esistono diversi fattori ambientali in grado di influire sulla distribuzione naturale dei banchi di *R. philippinarum* e di influenzare la crescita degli individui e conseguentemente la produzione delle aree di allevamento. I fattori che agiscono sull'insediamento e la sopravvivenza degli stadi giovanili sono gli stessi che influenzano la mortalità e l'accrescimento degli adulti, anche se possono agire in maniera diversa (Chicharro e Chicharro, 2001), tanto che le condizioni che influenzano la crescita e la mortalità possono essere indipendenti (Cigarria e Fernandez, 2000).

Tra i fattori più importanti c'è la temperatura, che agisce sulla sopravvivenza degli stadi giovanili (Laing e Child, 1996) e sull'accrescimento degli individui (Paesanti e Pellizzato, 2000). Un altro fattore fondamentale è la disponibilità di alimento, che solitamente viene espresso attraverso la disponibilità di clorofilla-*a*, in quanto questo pigmento è stato correlato in modo significativo con i tassi di accrescimento delle vongole (Paesanti e Pellizzato, 2000), nonostante sia stato dimostrato l'ampio spettro di possibili fonti di alimento per questa specie (Sorokin e Giovanardi, 1995; Dang *et al.*, 2009; Watanabe *et al.*, 2009). Un altro parametro importante è la torbidità, che può avere effetti negativi sulla specie, alterando le capacità di filtrazione degli individui (Paesanti e Pellizzato, 2000). La carenza di ossigeno può essere nociva se i livelli critici perdurano nel tempo, dal momento che in situazioni di anossia gli

individui possono trascorrere un certo periodo con le valve chiuse (Spillman *et al.*, 2008). In definitiva, comunque, il perdurare di condizioni con poco ossigeno può influire con le produzioni nelle zone di allevamento (Paesanti e Pellizzato, 2000). La batimetria non rappresenta un grosso limite per la vongola, anche se ai fini dell'allevamento fondali troppo profondi possono essere sfruttati e controllati con maggiore difficoltà (Paesanti e Pellizzato, 2000). Comunque, anche le acque troppo basse possono essere non molto idonee all'allevamento, a causa dell'eventuale esposizione all'aria per effetto della marea, e per la vulnerabilità nei confronti di predatori ornitici (Paesanti e Pellizzato, 2000). Per l'allevamento è conveniente che la pendenza del fondale sia ridotta, in modo da garantire una distribuzione omogenea degli individui (Paesanti e Pellizzato, 2000). Per quanto riguarda il tipo di substrato, sembra importante che ci sia una dominanza della componente sabbiosa, che influenza sia la sopravvivenza dei giovanili neo-insediati (Cigarria e Fernandez, 2000), che la crescita degli individui (Goulletetquer *et al.*, 1999; Paesanti e Pellizzato, 2000). Tuttavia la presenza di sedimenti grossolani può favorire la diffusione di alcune patologie (Flye-Sainte-Marie *et al.*, 2008). *R. philippinarum*, inoltre, preferisce acque caratterizzate da un certo flusso di corrente, anche se questo non deve essere tale da disturbare la stabilità del fondale (Paesanti e Pellizzato, 2000). Analogamente, i fondali per essere idonei devono essere protetti dall'effetto del moto ondoso e dei venti dominanti (Silvestri e Pellizzato, 2005).

4.1.1 Gestione della vongola filippina in laguna di Venezia

L'attuale gestione della risorsa vongola verace (*R. philippinarum*) in laguna di Venezia prevede attività coordinate di allevamento e di pesca gestita da effettuarsi in aree apposite date in concessione dal Magistrato alle Acque di Venezia ad un ente gestore unico, la Società G.R.A.L. (Gestione Risorse Alieutiche Lagunari). L'ente gestore ha sviluppato e posto in attuazione un piano di gestione della risorsa vongola in cui sono state delineate le seguenti azioni principali (G.R.A.L., 2006, 2009):

- *gestione razionale del seme selvatico*, indispensabile per garantire nel tempo le produzioni;
- *controllo della filiera produttiva*, al fine di garantire la qualità e salubrità del prodotto, a tutela del consumatore;
- *riduzione degli effetti della raccolta delle vongole*, per contenere i fattori e/o i processi che aggravano le condizioni ambientali della laguna;
- *contenimento* delle superfici lagunari dedicate alla venericoltura e del numero di operatori;
- *verifica dei livelli produttivi delle aree in concessione*, sulla base della capacità portante dell'ambiente e dei quantitativi seminati, ed *accertamento della sostenibilità* delle pratiche di venericoltura;

- *riduzione del fenomeno dell'abusivismo e diffusione di comportamenti virtuosi* all'interno della categoria, con un forte impegno verso la repressione di condotte illecite.

Nel periodo 2006-2008 il G.R.A.L. ha intrapreso una verifica delle aree in concessione per valutare la compatibilità con i vincoli sanitari (D.G.R. della regione Veneto n. 2432 del 01/08/2006) e ambientali, e la loro idoneità per le attività di venericoltura, in modo da ridurre l'entità complessiva e implementarne la produttività (G.R.A.L., 2009). I circa 3500 ha in concessione al G.R.A.L. nel 2005 sono stati ridotti a 3,241.44 ettari nel febbraio 2007, e un ulteriore rimodellamento, che è ancora in corso, dovrebbe determinare l'evoluzione del settore nei prossimi anni (G.R.A.L., 2009).

4.2 Scopi della ricerca

Sono stati sviluppati diversi modelli matematici per affrontare il problema della gestione della risorsa vongola verace filippina nelle lagune Nord adriatiche (Pastres *et al.*, 2001; Solidoro *et al.*, 2003; Melià *et al.*, 2004; Melià e Gatto, 2005; Vincenzi *et al.*, 2006a; 2006b; 2007; Marinov *et al.*, 2008; Spillman *et al.*, 2009). Modelli di idoneità dell'habitat di *R. philippinarum* sono stati sviluppati per la sacca di Goro (Vincenzi *et al.*, 2006a, 2006b, 2007). I modelli di distribuzione dell'habitat possono fornire delle importanti informazioni per la gestione della venericoltura, ad esempio permettendo di individuare le aree lagunari più produttive nelle quali concentrare le attività di allevamento o di pesca sostenuta con la semina di giovanili.

Nell'ambito della presente tesi sono stati sviluppati due modelli della distribuzione spaziale di *R. philippinarum* in Laguna di Venezia:

- Un primo modello ha permesso di descrivere la distribuzione spaziale del “seme” di vongola, cioè degli individui giovanili di *R. philippinarum* di dimensione compresa tra 11 e 24mm. Sono stati considerati i principali fattori responsabili della distribuzione del seme di vongola e su queste basi è stata valutata l'idoneità, in termini di densità potenziale di seme, delle diverse aree lagunari. La distribuzione del seme è importante perché la gestione della risorsa vongola nelle lagune del Nord Adriatico si basa attualmente sulla possibilità di reperire in natura quantità sufficienti di seme selvatico da utilizzare per il ripopolamento periodico delle aree in concessione per fini di allevamento (Boatto e Pellizzato, 2005; Provincia di Venezia, 2009; GRAL 2006, 2009).
- Un secondo modello è stato sviluppato per descrivere la distribuzione della produzione potenziale delle vongole di taglia commerciale (lunghezza individuale ≥ 25 mm), sulla base dei principali fattori che influenzano la distribuzione degli

individui. In questo modo è stato possibile ottenere indicazioni sull'idoneità delle diverse aree lagunari nei confronti della produzione di vongola filippina e dare una prima valutazione dei piani gestionali messi in atto (Provincia di Venezia, 2009; GRAL, 2006, 2009).

Sulla base dei modelli sviluppati è stato poi possibile evidenziare eventuali sovrapposizioni fra aree lagunari particolarmente vocate per la produzione di vongola verace ed aree lagunari in cui sono presenti habitat particolarmente sensibili, come ad esempio gli habitat di prateria. In questo modo è possibile individuare aree in cui potrebbero potenzialmente sorgere dei conflitti fra la gestione alieutica da una parte e la gestione finalizzata alla conservazione degli habitat e al mantenimento della funzionalità dell'ecosistema lagunare dall'altra).

4.2.1 Seme

Ruditapes philippinarum è una specie gonocorica con fecondazione esterna. La maturità sessuale, sia nei maschi sia nelle femmine, viene raggiunta all'età di un anno, quando la lunghezza degli individui è compresa tra 15 e 20 mm. Con lo sviluppo dell'organismo, la fecondità aumenta mentre la crescita somatica assorbe minore energia, risultando privilegiata soprattutto negli stadi giovanili (Devauchelle, 1990). A fecondazione avvenuta, si sviluppa la larva pelagica che attraversa diversi stadi prima di insediarsi sul fondo ed assumere l' habitus bentonico:

- *trocofora* (75-90 µm; pelagico);
- *larva – D con velum* (100 µm; pelagico);
- *veliger* (160 µm; pelagico);
- *pediveliger* (200-220 µm; insediamento);
- *spat* (240-280 µm; bentonico).

La vita pelagica termina con l'insediamento del *pediveliger* sul substrato (fase *spat*) e l'inizio del processo di metamorfosi caratterizzato dalla scomparsa del *velum* e dalla secrezione della conchiglia dell'adulto. La fase di insediamento è critica, dato che il trasporto della larva planctonica è passivo, e solamente gli spat che si insediano in siti idonei sono destinati alla sopravvivenza. Le aree idonee ai giovanili di vongola e in cui ci sia un sufficiente apporto di larve costituiscono aree elettive di nursery per la specie.

Gli individui di vongola di dimensioni comprese fra i 3 e 24 mm (25 mm corrisponde alla taglia minima di commercializzazione) vengono indicati con il termine collettivo di "seme" e sono raccolti nelle aree di nursery per poi essere seminati nelle aree concesse a fini di allevamento (Pellizzato *et al.*, 2005 b; GRAL, 2006, 2009; Provincia di Venezia, 2009).

Il reperimento del seme può essere effettuato sia in impianti di riproduzione artificiale, sia attraverso la pesca in aree nursery naturali (Bressan *et al.*, 2002; Caberlotto *et al.*, 2003; Pellizzato *et al.*, 2003). La pesca del seme selvatico garantisce un maggior successo dell'allevamento (e.g. svezzamento, maggiore ibridazione, minori tassi di mortalità, bassi costi) rispetto agli schiuditoi (Pellizzato *et al.*, 2005 b), anche perché permette di recuperare seme di dimensioni maggiori rispetto a quello prodotto in cattività, e conseguentemente soggetto ad una minor mortalità naturale una volta seminato (Cigarria e Fernandez, 2000). Le attuali produzioni italiane di seme da schiuditoio, inoltre, sono insufficienti a coprire il fabbisogno di seme della venericoltura nazionale, che si stima ammonti complessivamente a 4,5 miliardi di individui (Pellizzato *et al.*, 2005 b).

4.2.1.1 Materiali e metodi

4.2.1.1.1 Distribuzione del seme di *Ruditapes philippinarum*

Le informazioni sulla distribuzione del seme di *R. philippinarum*, necessarie allo sviluppo del modello sono state ricavate analizzando i risultati di studi finanziati dal MAV-CVN e finalizzati al monitoraggio del seme di vongola in laguna di Venezia (Pellizzato *et al.*, 2005; MAG. ACQUE, Agri.Te.Co, 2007, MAG. ACQUE, Agri.Te.Co, 2008). Le campagne di monitoraggio di cui sono stati utilizzati i risultati per la costruzione del modello sono state effettuate nel periodo 2003-2007; la posizione delle stazioni di monitoraggio è mostrata in Figura 4-1.

Nell'ambito del monitoraggio della distribuzione del seme vennero rilevate anche le misure degli individui campionati (Pellizzato *et al.*, 2005a; MAG. ACQUE, Agri.Te.Co, 2007, MAG. ACQUE, Agri.Te.Co, 2008). Questo ha permesso di esprimere la densità per classi dimensionali arbitrarie. Nell'ottica di selezionare le classi più rappresentative per la distribuzione del seme di vongola sono state condotte alcune analisi preliminari, dopo aver raggruppato le abbondanze degli individui in classi di lunghezza, con incrementi di 1mm. Innanzitutto è stata effettuata un'analisi delle correlazioni di Spearman, per verificare le associazioni complessive tra le diverse classi. In seguito è stato sfruttato il test di Syrjala (Syrjala, 1996) per verificare l'esistenza di differenze significative tra le distribuzioni spaziali delle diverse classi dimensionali. Sono state testate le differenze tra la densità di ciascuna classe dimensionale e la densità totale del seme, per ciascuna campagna di monitoraggio, utilizzando la funzione implementata nella libreria "ecospa" per R (De la Cruz, 2008) ed effettuando 2000 permutazioni. In seguito per ciascuna classe dimensionale è stata calcolato il numero di campagne per cui la distribuzione spaziale differiva dalla distribuzione complessiva del seme ($p < 0.01$).

Il dataset è stato suddiviso in due sottoinsiemi, in modo da utilizzare circa il 70% delle osservazioni per la calibrazione e riservando le altre per la validazione del modello.

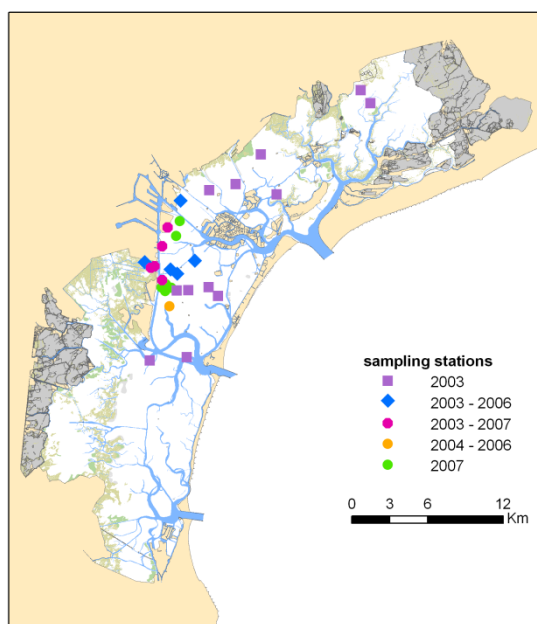


Figura 4-1. Mappa della distribuzione delle stazioni di campionamento.

4.2.1.1.2 Dati ambientali

Alla luce delle condizioni ambientali che possono influire sulla distribuzione della vongola filippina, sono stati presi in esame tutti parametri ambientali descritti nel paragrafo 2.3 (pag. 15). Dal momento che i monitoraggi di distribuzione del seme non prevedevano il campionamento dei parametri ambientali, è stato necessario associare questi dati alle osservazioni di densità del seme.

4.2.1.1.3 Modello di distribuzione del seme

La distribuzione delle classi dimensionali selezionate è stata messa in relazione alle variabili ambientali selezionate in seguito all'analisi delle correlazioni attraverso lo sviluppo di modelli di regressione quantile.

Dal momento che lo scopo del modello di distribuzione dell'habitat è quello di individuare le aree idonee al seme di vongola, il modello è stato ottimizzato per i quantili più elevati (Eastwood *et al.*, 2001; 2003; Cade e Noon, 2003; Vaz *et al.*, 2008). In particolare è stata affrontata una procedura di selezione del modello di tipo *backward*, procedendo alla progressiva eliminazione delle variabili meno influenti (Vaz *et al.*, 2008):

1. sono state stimate le regressioni per 6 quantili compresi tra il 70° e il 95°. È stato effettuato un test di significatività per tutti i termini polinomiali e le interazioni, e il termine associato al *P value* maggiore tra quelli più grandi di 0.05 è stato rimosso.
2. dopo la rimozione di un termine il modello ridotto è stato ricalibrato per tutti i quantili, e i test sono stati eseguiti nuovamente per verificare l'eliminazione di altre variabili. I

termini lineari sono stati testati solamente dopo la rimozione delle corrispondenti componenti polinomiali e di interazione.

3. Il processo di eliminazione si è concluso quando tutte le variabili sono risultate significative per almeno un quantile. Nel caso in cui il modello risultante includa variabili significative per più di un quantile, allora è stato preso in considerazione il quantile più alto per rappresentare il limite superiore della distribuzione potenziale del seme di vongola.

I livelli di significatività sono stati testati con un test di tipo rank-score (Cade *et al.*, 1999), usando il software BLOSSOM (Cade e Richards, 2005).

La selezione delle variabili di un modello attraverso una procedura stepwise è stata criticata da qualche autore (ad es. Whittingham *et al.*, 2006), in particolare se basata su test d'ipotesi. Per questo motivo ad ogni passo della procedura è stato calcolato anche l'AIC (AICc, corretto per la dimensione dei campioni), per confrontare i diversi modelli alternativi.

Per valutare le prestazioni del modello sono state considerate due statistiche: il test di corretta classificazione e il test di correlazione (Eastwood *et al.*, 2003).

I modelli ridotti sono stati usati per calcolare le curve di risposta medie, per il quantile selezionato. Queste sono state ottenute plottando le previsioni del modello contro il range di variazione di ciascun parametro, mentre gli altri parametri sono stati fissati al loro valore medio (mediano per le variabili categoriche).

4.2.1.1.4 Applicazione del modello di distribuzione

I modelli ridotti, calibrati per le classi dimensionali selezionate, sono stati utilizzati in maniera predittiva utilizzando come covariate le mappe dei parametri ambientali descritte nel paragrafo 2.6. Sono state, in questo modo, generate le previsioni per ciascun mese del periodo 2003-2007. In seguito è stato calcolato il valore medio per ciascuna classe dimensionale selezionata.

4.2.1.2 Risultati

Le densità delle diverse classi di seme sono molto correlate tra loro (Figura 4-2 e Tabella 8-1 Tabella 8-1), e correlate alla densità totale. Inoltre i pattern spaziali delle diverse classi nelle campagne di monitoraggio analizzate differiscono significativamente ($P < 0.01$) dalla distribuzione della densità totale l'8.96% delle volte (19.86% se si considera $P < 0.05$). Le diverse componenti dimensionali del seme, quindi, differiscono poco nello spazio e si può scegliere arbitrariamente una classe dimensionale per rappresentare l'intera distribuzione. In questo lavoro si è deciso di considerare la classe di dimensioni compresa tra 11 e 24 mm, che rappresenta la frazione sfruttata per la semina nelle aree di allevamento.

4. Specie di interesse per la pesca

L'analisi dell'istogramma di frequenza delle classi di lunghezza evidenzia che questa classe è presente in un esteso periodo dell'anno. Di conseguenza possono essere utilizzate tutte le campagne per lo sviluppo del modello, dal momento che non è necessario ridurre l'estensione del periodo di riferimento.

Tabella 4-1. Frequenza della significatività delle distribuzioni (test di Syrjala) delle classi dimensionali rispetto alla densità totale.

classe	p<0.01	p<0.05
dens.1	3.45%	3.45%
dens.2	17.24%	17.24%
dens.3	17.24%	24.14%
dens.4	6.90%	13.79%
dens.5	3.45%	20.69%
dens.6	6.90%	27.59%
dens.7	6.90%	17.24%
dens.8	13.79%	27.59%
dens.9	3.45%	27.59%
dens.10	13.79%	37.93%
dens.11	3.45%	10.34%
dens.12	6.90%	20.69%
dens.13	17.24%	31.03%
dens.14	17.24%	31.03%
dens.15	13.79%	20.69%
dens.16	10.34%	17.24%
dens.17	13.79%	24.14%
dens.18	10.34%	13.79%
dens.19	6.90%	24.14%
dens.20	10.34%	20.69%
dens.21	6.90%	20.69%
dens.22	3.45%	10.34%
dens.23	3.45%	13.79%
dens.24	3.45%	10.34%
dens.25	3.45%	10.34%
dens_1_10	10%	28%
dens_11_24	10%	31%

4. Specie di interesse per la pesca

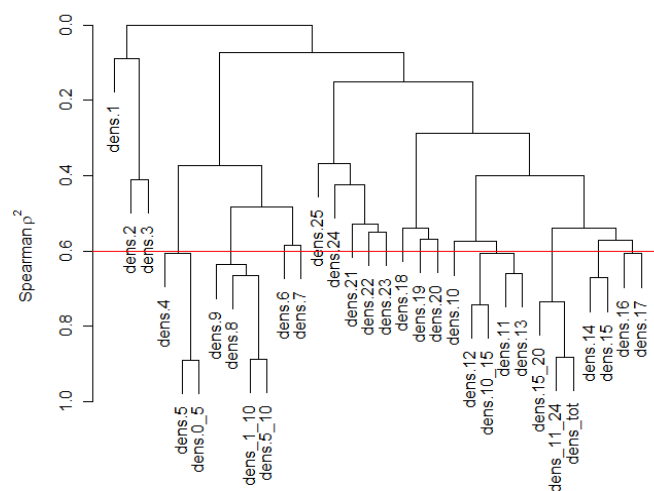


Figura 4-2. Clustering gerarchico della correlazione di Spearman tra le densità delle diverse componenti dimensionali di *R. philippinarum*.

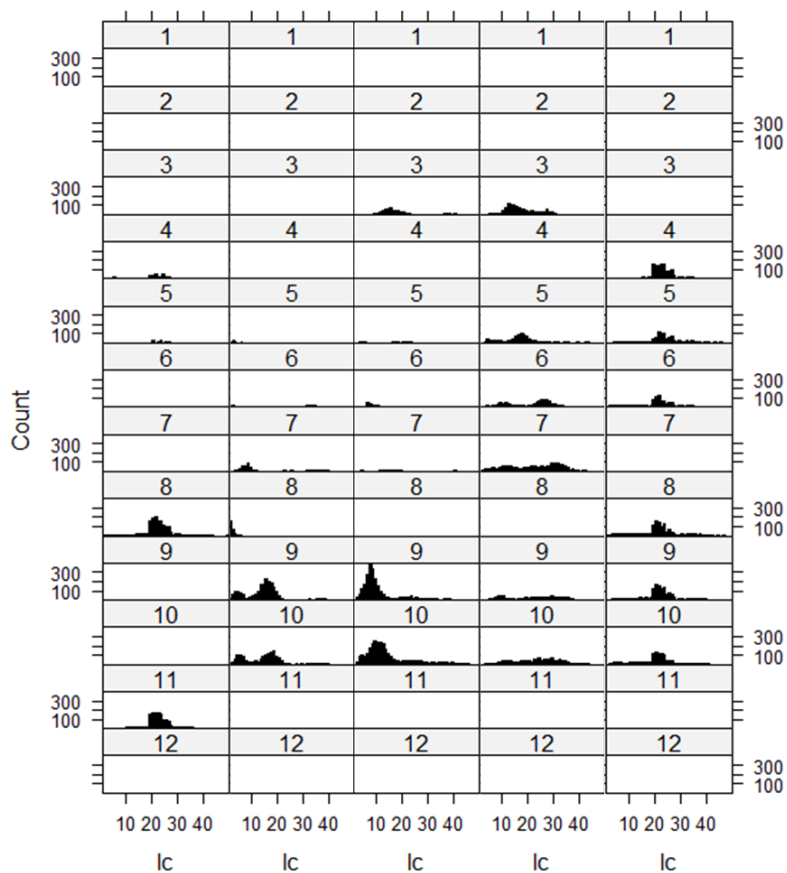


Figura 4-3. Istogramma delle frequenze delle lunghezze di *R. philippinarum*.

4. Specie di interesse per la pesca

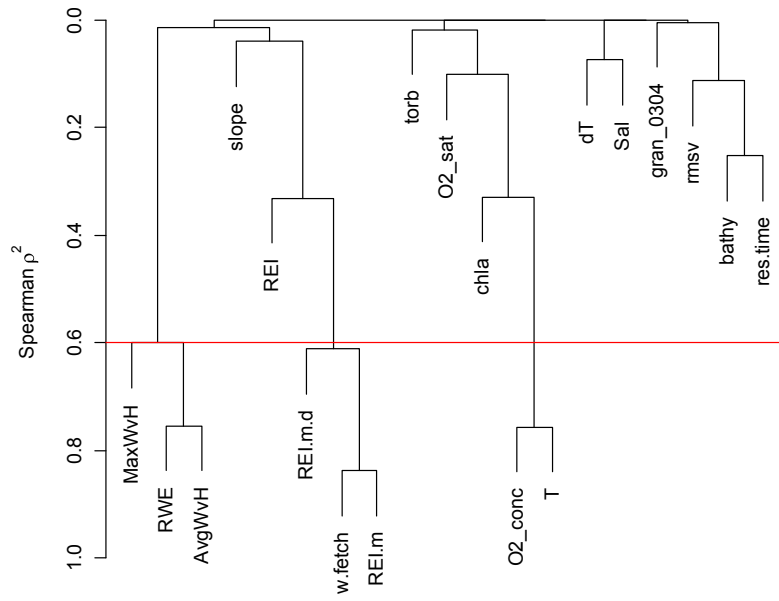


Figura 4-4. Clustering gerarchico delle correlazioni di Spearmantra le diverse variabili ambientali.

4. Specie di interesse per la pesca

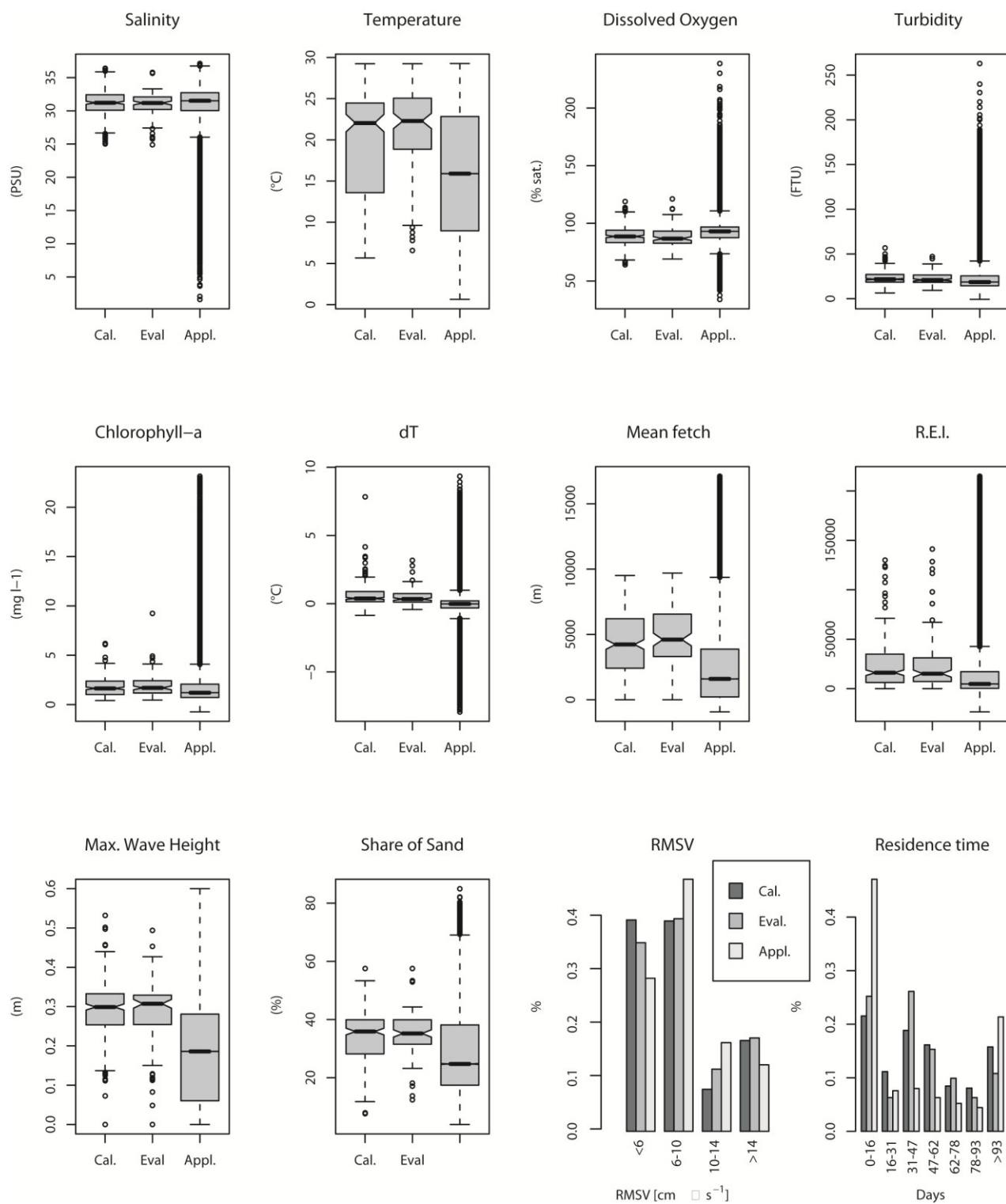


Figura 4-5. Range di variabilità dei parametri ambientali considerati per l'inclusione nel modello di distribuzione del seme di *R. philippinarum*.

Data la correlazione tra le variabili ambientali del dataset di calibrazione (Figura 4-4), sono state prese in esame per l'inclusione nel modello la granulometria, la salinità, la temperatura, la velocità della corrente, il tempo di residenza, la concentrazione di clorofilla-a, la differenza della temperatura mensile rispetto alla media dell'intero bacino, il tenore di ossigeno (misurato come percentuale rispetto alla concentrazione di saturazione), la torbidità, il Relative Exposure Index (R.E.I.), il fetch medio e l'altezza d'onda massima generata dai venti.

I dati del dataset di calibrazione non coprono l'intera variabilità dei parametri ambientali del bacino lagunare (Figura 4-5): per alcune variabili il dataset di calibrazione non raggiunge i valori estremi delle mappe utilizzate per l'applicazione del modello (salinità, ossigeno disciolto e torbidità), mentre per altri sembra esserci una diversa distribuzione dei dati (temperatura, differenze della temperatura rispetto al valore medio, i parametri morfologici e la granulometria). I tempi di residenza bassi sono sottorappresentati nel dataset di calibrazione.

4.2.1.2.1 Modello di distribuzione per il seme di *R. philippinarum*

In seguito ad una esplorazione della potenziale forma delle relazioni esistenti tra le variabili ambientali e le densità del seme (Figura 8-13), ottenute con degli *scatterplot* tra ciascuna variabile e le densità delle classi selezionate, e prendendo in esame le interazioni tra i parametri maggiormente significative, è stato formulato un modello che includeva le seguenti variabili:

$$\ln(Y) = T + \text{Sal} + \text{chla} + \text{torb} + \text{sab} + \text{O2_sat} + \text{dT} + \text{REI} + \text{w.fetch} + \text{MaxWvH} + \text{rmsv} + \text{res.time} + T^2 + \text{Sal}^2 + \text{chla}^2 + \text{torb}^2 + \text{sab}^2 + \text{O2_sat}^2 + \text{dT}^2 + \text{REI}^2 + \text{w.fetch}^2 + \text{MaxWvH}^2 + I(\text{chla:T}) + I(\text{chla:dT}) + I(\text{dT:T}) + I(\text{dT:O2_sat}) + I(\text{T:O2_sat}) + I(\text{Sal:O2_sat}) + I(\text{chla:res.time}) + I(\text{O2_sat:res.time}) + I(\text{sab:res.time}) + I(\text{sab:rmsv})$$

dove

- Y: logaritmo naturale della densità di *R. philippinarum*
- T: temperatura dell'acqua
- Sal: salinità dell'acqua
- chla: concentrazione clorofilla-a
- sab: tenore di sabbia nel sedimento superficiale
- O2_sat: tenore di ossigeno dell'acqua, espresso come percentuale rispetto alla saturazione
- dT: deviazione della temperatura dell'acqua dalla media mensile dell'intero bacino
- REI: Relative Exposure Index
- w.fetch: fetch medio della stazione
- MaxWvH: massima altezza d'onda
- rmsv: velocità della corrente
- res.time: tempo di residenza
- ^2: termine polinomiale di grado 2
- I(-): termine di interazione tra due parametri

Il modello selezionato in 15 passi assume la forma:

$$\ln(Y) = T + \text{Sal} + \text{chla} + \text{torb} + \text{sab} + \text{O2_sat} + \text{dT} + \text{rmsv} + \text{res.time} + T^2 + \text{Torb}^2 + \text{sab}^2 + I(T:\text{chla}) + I(\text{chla}:\text{dT}) + I(\text{O2_sat}:\text{res.time})$$

per il 75° percentile.

In Tabella 4-2 sono riportati i valori dell'AIC per le stime al 75° percentile per il modello di partenza (full), per il modello che include esclusivamente i termini lineari (lin), per il modello che include i termini lineari e le interazioni, per il modello che include i termini lineari e quelli polinomiali, per il modello selezionato e per i modelli stimati in ciascun passaggio della procedura *stepwise*. Sebbene il modello selezionato attraverso test d'ipotesi non sia quello con l'AICc più basso (step 9-13), risulta comunque uno dei migliori. L'AICc del modello selezionato, comunque, è più basso di quello del modello completo e di quelli ottenuti rimuovendo le interazioni o i termini quadratici o entrambi.

Le previsioni del modello sono correlate sia con il dataset di calibrazione ($\rho = 0.75$, $p < 0.001$) che con il dataset di validazione ($\rho = 0.46$, $p < 0.001$). Il 72% delle osservazioni cadono al di sotto del 75° percentile previsto per il dataset di calibrazione e 69% cadono al di sotto del 75° percentile previsto per il dataset di validazione.

In Figura 4-6 sono riportate le sequenze di valori dei parametri stimati per l'intero range di quantili per il modello selezionato. Per alcuni dei parametri la stima per i diversi quantili non differisce molto dalla stima media (di una regression lineare ordinaria) (ossigeno disciolto, torbidità², ecc.), mentre per altri la stima del parametro associato è molto diversa per i diversi quantili (come ad esempio per la salinità, granulometria, temperatura², ecc.). Le curve di risposta medie del modello sono riportate in Figura 4-7.

4.2.1.2.2 Applicazione del modello di distribuzione per il seme di *R. philippinarum*

Il modello selezionato per il 75° quantile è stato utilizzato in maniera predittiva, utilizzando le mappe dei parametri ambientali come covariate predittrici. Innanzitutto è stato condotto un controllo sovrapponendo alle previsioni per le aree dei monitoraggi i valori osservati nelle stazioni (un esempio è riportato per ottobre 2006 in Figura 4-8a). In seguito le previsioni sono state mediate per stimare i valori annuali. In Figura 4-8b è illustrato un confronto delle previsioni di densità potenziale del seme con le aree concesse dalle autorità competenti per la raccolta del seme. La sequenza delle previsioni mensili (Figura 8-14, Figura 8-15, Figura 8-16, Figura 8-17 e Figura 8-18) è stata utilizzata per la stima della distribuzione potenziale media per il periodo 2003-2007 (Figura 4-9). Inoltre, nell'ottica di fornire rappresentazioni maggiormente leggibili rispetto al logaritmo della densità, le previsioni mensili del periodo 2003-2007 sono state ritrasformate nella scala originaria. In questo modo è stato possibile

stimare la distribuzione media del seme di *R. philippinarum*, espresso come numero di individui m⁻² (Figura 4-10). Questa rappresentazione permette di individuare la distribuzione delle aree più idonee per il seme di vongola. Innanzitutto si può evidenziare una differenza tra bacini, con quello centrale più ricco di aree ad elevata idoneità e quello settentrionale il più povero. Nel bacino Nord, in particolare, risulta particolarmente sfavorevole l'area a maggior influsso del fiume Dese. In tutti i bacini le zone a medio/elevato idrodinamismo sembrano supportare densità potenziali piuttosto elevate. La mappa delle distribuzioni potenziali medie (Figura 4-10), così come il dettaglio riportato in Figura 4-11, mostra l'elevato grado di vocazionalità predetto per le aree note come aree nursery di *R. philippinarum*. Nel complesso, comunque, sia l'ispezione delle previsioni mensili (in appendice) sia la deviazione standard delle densità potenziali (Figura 4-9) mostrano un elevato livello di stabilità temporale dei pattern spaziali.

4. Specie di interesse per la pesca

Tabella 4-2. Tabella di selezione del modello del seme di *R. philippinarum*.

modello	k	AIC	ΔAIC	AICc	$\Delta AICc$	d	d_eval
full	48.00	876.82	240.63	902.15	217.34	0.11	0.11
lin	20.00	971.62	145.83	977.50	141.99	-0.03	0.04
lin&inter	38.00	896.28	221.17	912.46	207.03	0.09	0.13
lin&poly	30.00	937.16	180.29	947.86	171.63	-0.06	0.07
null	1.00	1117.45	0.00	1119.49	0.00	0.00	0.08
selected	28.00	878.41	239.04	887.97	231.52	-0.03	0.10
step01	47.00	875.71	241.73	900.01	219.49	0.10	0.10
step02	46.00	873.91	243.54	897.19	222.30	0.07	0.10
step03	45.00	874.69	242.76	896.99	222.50	0.09	0.07
step04	44.00	875.17	242.28	896.51	222.98	0.10	0.10
step05	43.00	874.35	243.09	894.77	224.72	0.02	0.09
step06	42.00	875.65	241.79	895.17	224.32	0.09	0.09
step07	41.00	874.32	243.12	892.97	226.53	0.02	0.10
step08	40.00	875.78	241.67	893.58	225.92	0.09	0.09
step09	34.00	874.25	243.20	887.50	232.00	0.08	0.12
step10	33.00	873.70	243.75	886.28	233.22	-0.05	0.09
step11	32.00	872.40	245.05	884.33	235.16	-0.04	0.08
step12	31.00	874.68	242.77	885.98	233.51	-0.04	0.09
step13	30.00	876.03	241.42	886.73	232.76	-0.05	0.11
step14	29.00	878.71	238.74	888.83	230.67	-0.06	0.07

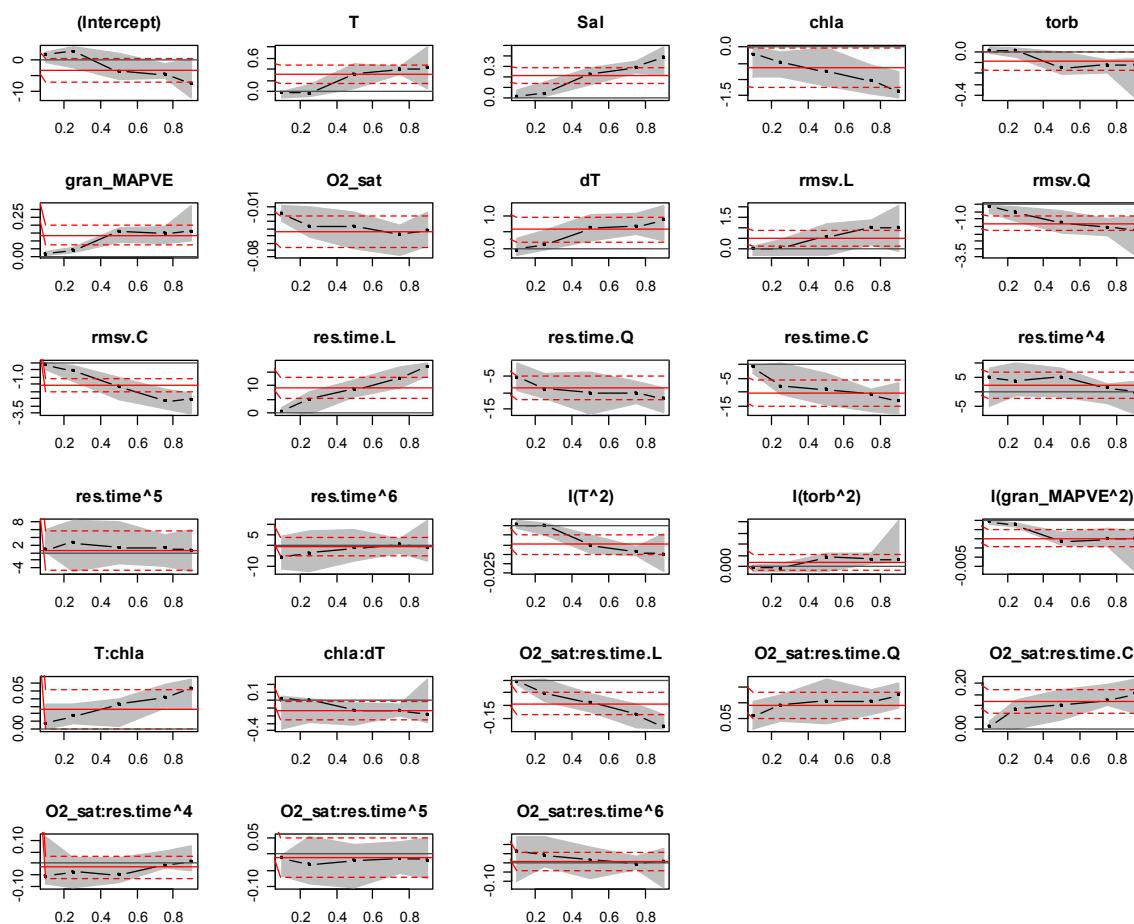


Figura 4-6. Sequenze dei parametri, stimati per diversi valori dei quantili.

4. Specie di interesse per la pesca

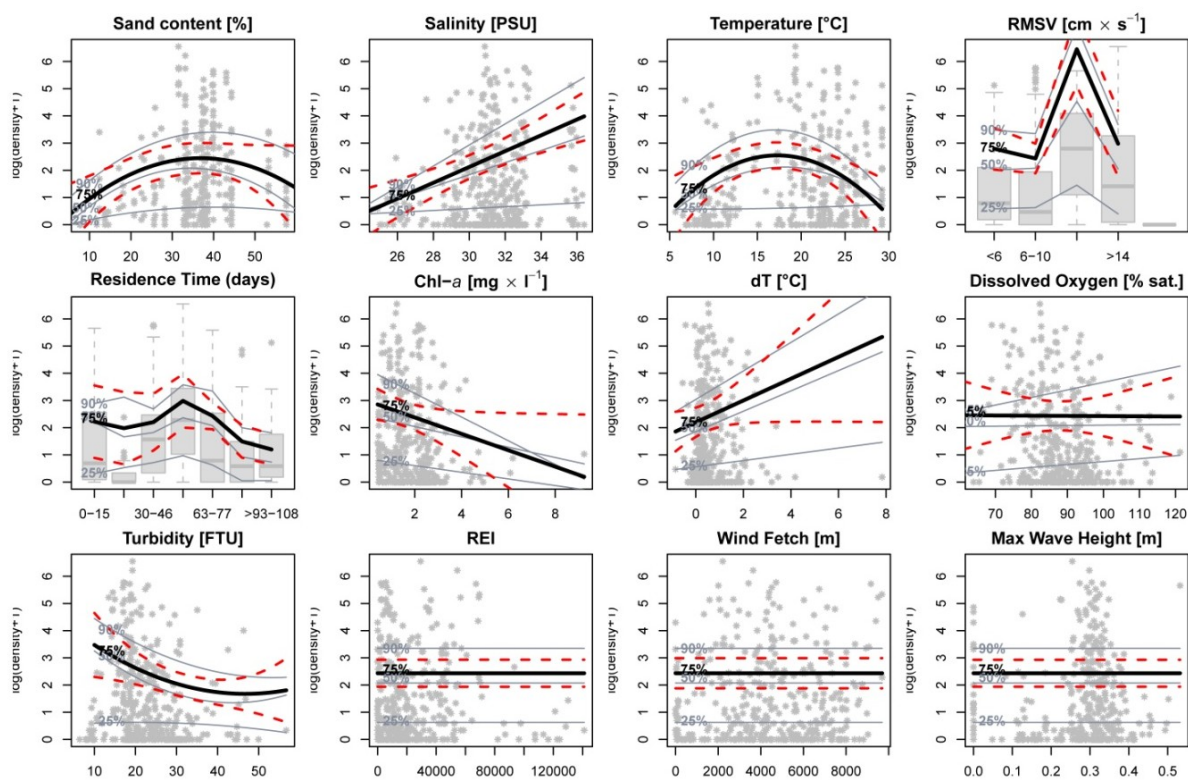
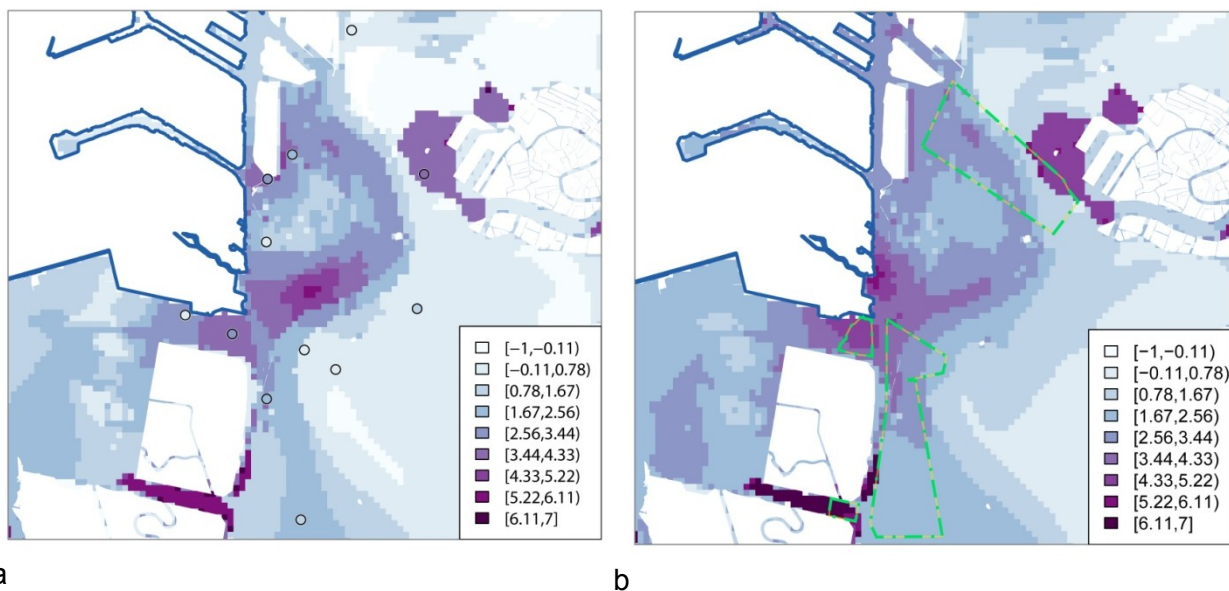


Figura 4-7. Curve di risposta del modello di distribuzione del seme di *R. philippinarum*.

10.2006



a

b

Figura 4-8. Esempio del confronto tra distribuzione prevista e osservata (ottobre 2006)(a); situazione media del 2006 e aree in utilizzate per la raccolta del seme nel periodo 2006-2007 (G.R.A.L., 2009)

4. Specie di interesse per la pesca

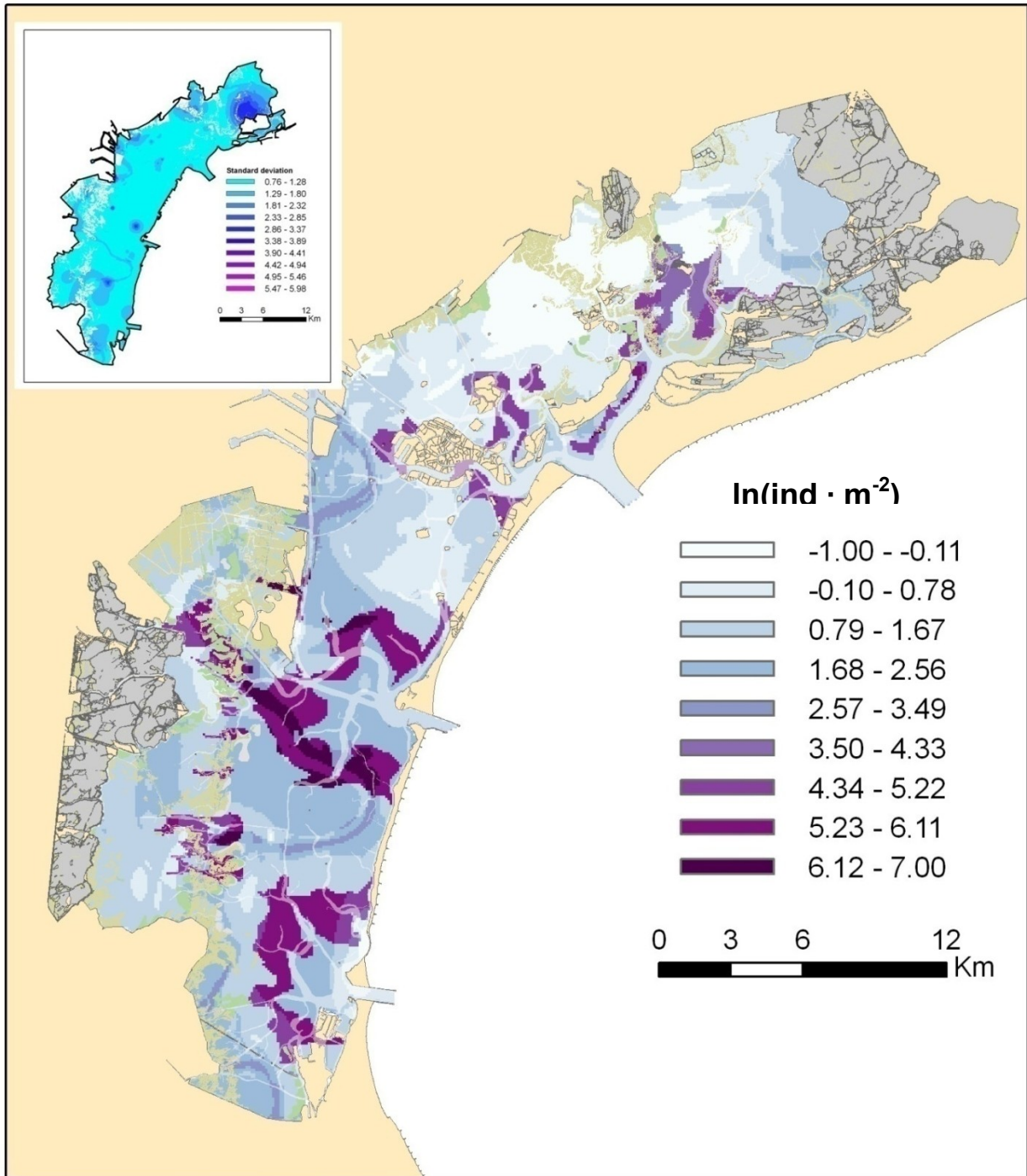


Figura 4-9. Mappa della distribuzione potenziale media del seme di *R. philippinarum* per il periodo 2003-2007, espressa come logaritmo della densità.

4. Specie di interesse per la pesca

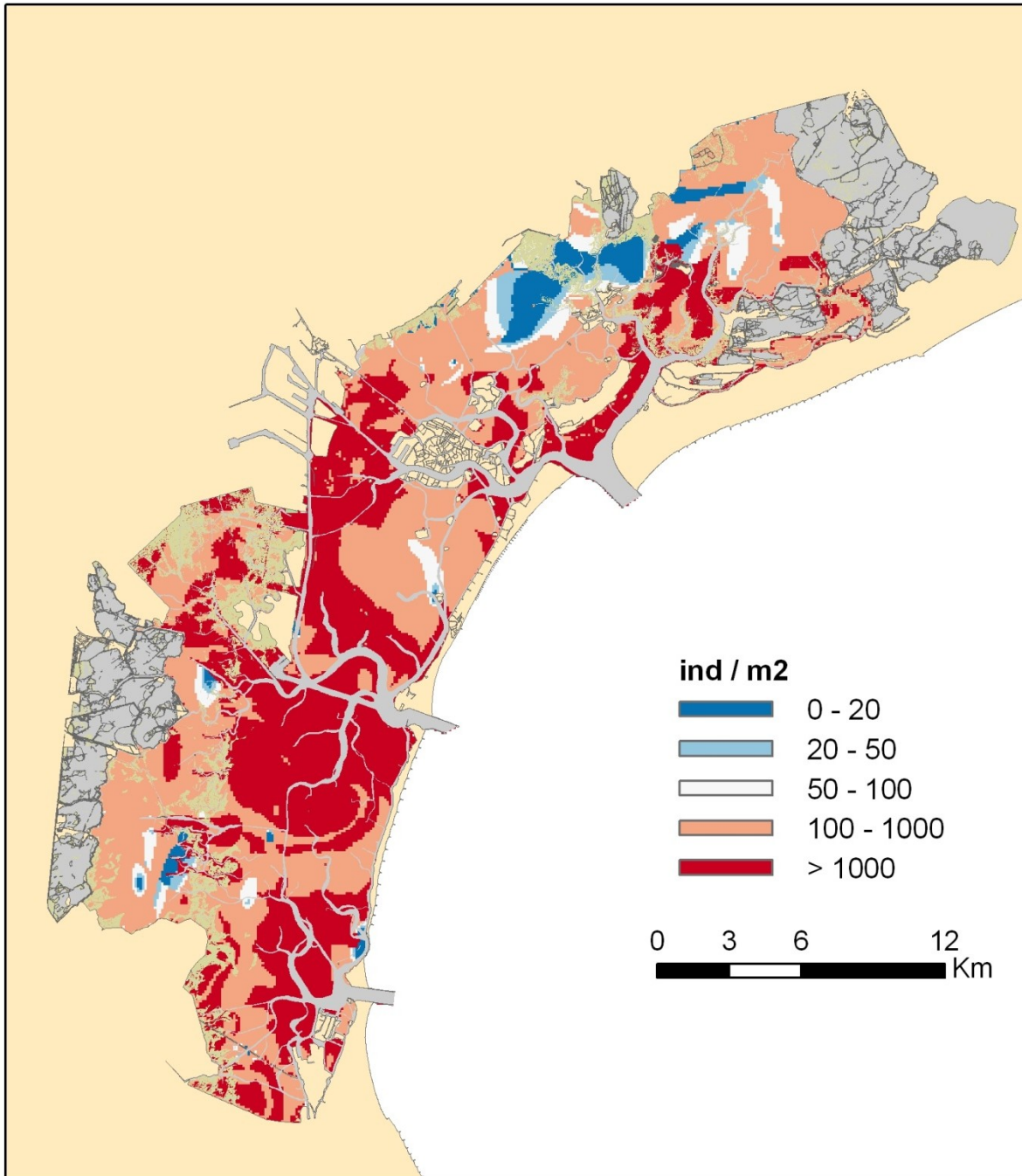


Figura 4-10. Mappa della distribuzione potenziale media del seme di *R. philippinarum* per il periodo 2003-2007

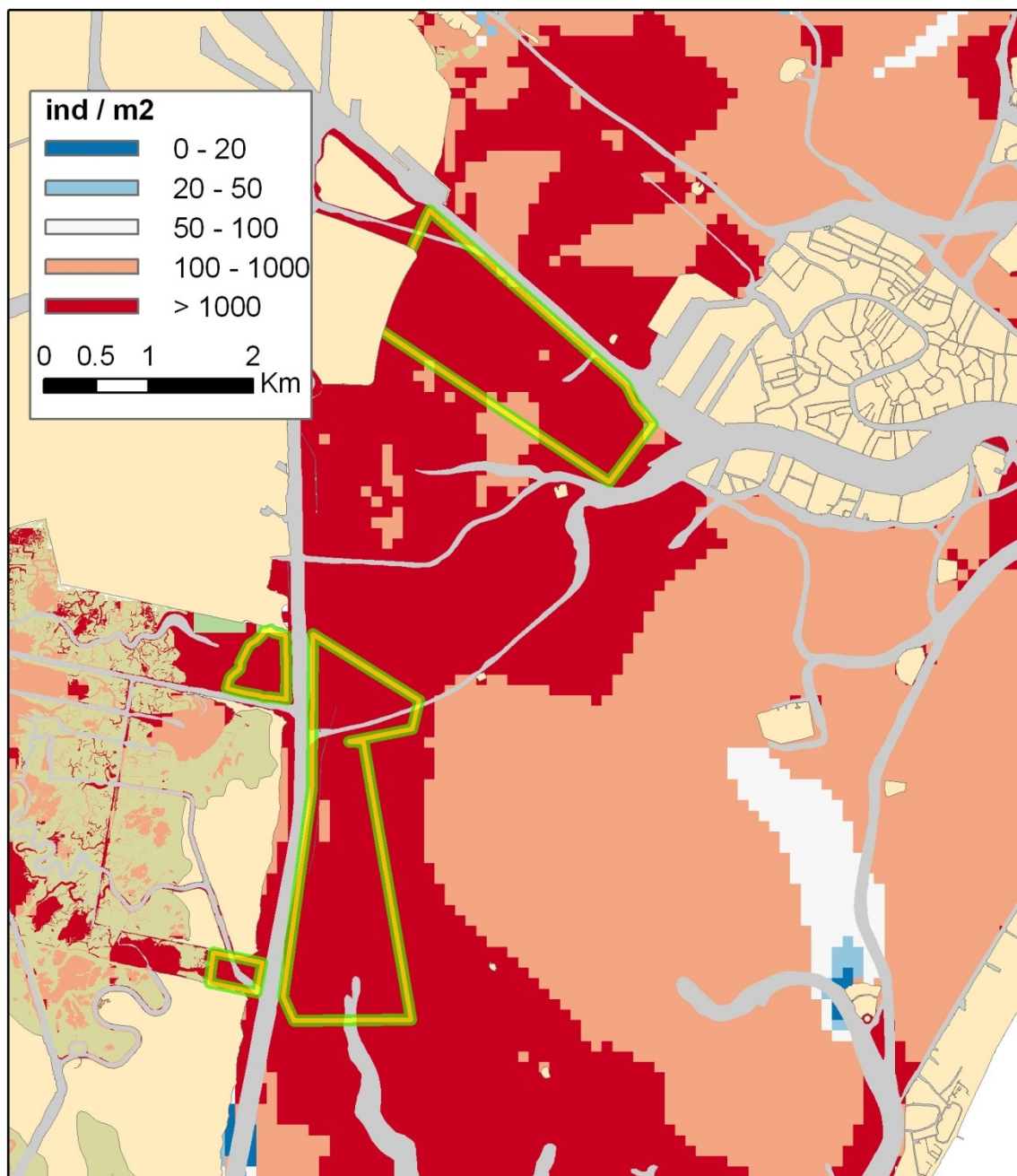


Figura 4-11. Mappa della distribuzione potenziale media del seme di *R. philippinarum* per il periodo 2003-2007 nelle aree concesse per la raccolta del seme (aree rappresentate dalle linee giallo-verdi).

4.2.1.3 Discussione

In questa fase della ricerca sono state sfruttate le conoscenze raccolte nell'ambito dei monitoraggi sul seme di *R. philippinarum* (Pellizzato *et al.*, 2005a; MAG. ACQUE, Agri.Te.Co, 2007, 2008) e sulla qualità delle acque lagunari (MAG. ACQUE - Selc, 2005; MAG. ACQUE – Thetis, 2005a, 2005b; Mag. Acque – SAMA - Thetis, 2007), unitamente a informazioni di letteratura sull'idrodinamismo della laguna di Venezia (Molinarioli *et al.*, 2007; Cucco *et al.*, 2009), per sviluppare ed applicare un modello di distribuzione dell'habitat per la

componente del seme di vongola di dimensioni comprese tra gli 11 e i 24 mm. È stata selezionata questa classe perché rappresentativa dell'intera distribuzione degli individui giovanili, dal momento che non sembrano esistere differenze significative tra le distribuzioni delle diverse classi dimensionali. Inoltre è la più interessante ai fini della venericoltura, perché individui troppo piccoli possono essere soggetti ad una elevata mortalità e richiedere troppo tempo per raggiungere la taglia commerciale; infatti le dimensioni comunemente commercializzate hanno una dimensione compresa tra i 15 e i 20mm (Provincia di Venezia, 2009).

In accordo con le indicazioni raccolte in letteratura, la distribuzione potenziale del seme dipende dal tenore di sabbia nel sedimento, è limitata da bassi valori di salinità e da alti valori di torbidità, ed esiste una preferenza molto marcata per acque ad idrodinamismo medio-elevato (Paesanti e Pellizzato, 2000). Nonostante fosse attesa (Silvestri e Pellizzato, 2005), il modello non ha evidenziato una preferenza per aree indisturbate dal vento. In media, l'ossigeno non è limitante e non influenza la distribuzione potenziale del seme. Probabilmente i valori medi mensili di questo parametro non raggiungono mai i livelli di

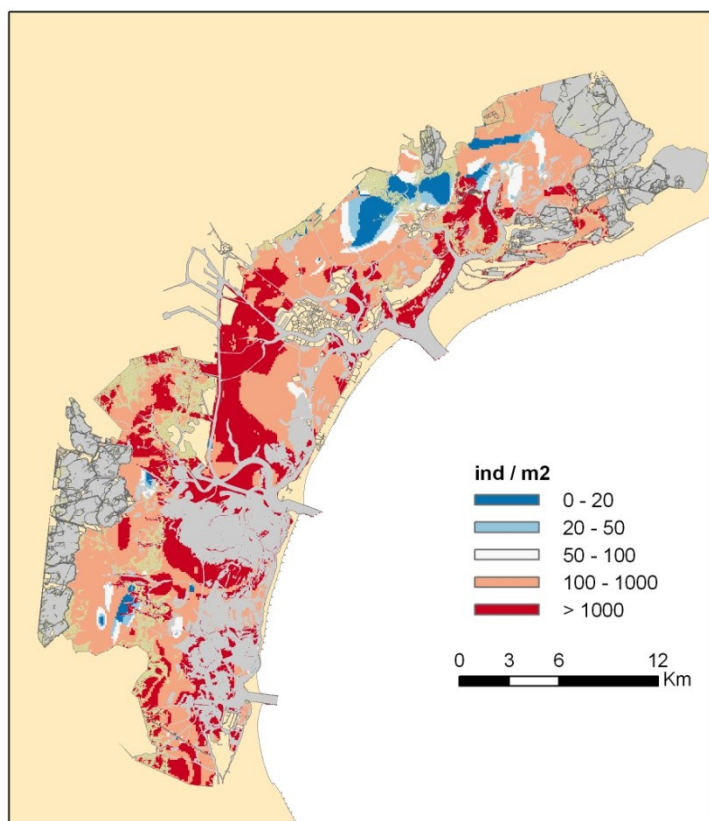


Figura 4-12. Mappa della distribuzione potenziale media del seme di *R. philippinarum* per il periodo 2003-2007, in cui sono state mascherate le zone a fanerogame marine.

criticità per un periodo talmente lungo da interferire con la sopravvivenza dei giovanili di vongola (Paesanti e Pellizzato, 2000; Spillman *et al.*, 2009). L'idoneità dei siti è influenzata anche dalla temperatura e dalla disponibilità di clorofilla-*a*, che agiscono in maniera congiunta.

L'applicazione di questo modello alle mappe dei parametri ambientali ha permesso di quantificare la distribuzione spaziale associata a queste preferenze, che sono risultate in accordo con le densità rilevate in campo durante i monitoraggi e coerenti con le conoscenze disponibili sulla localizzazione delle aree di nursery. Infatti si è visto che le aree che negli ultimi anni sono

state concesse per la raccolta del seme (G.R.A.L., 2009) sono state indicate come aree ad elevata vocazionalità (Figura 4-11).

Tuttavia a scala di bacino le aree a maggior densità potenziale non sono quelle sfruttate per la raccolta del seme (Figura 4-9), ma sono localizzate in zone fortemente influenzate dalla corrente, relativamente vicine alle bocche di porto. Ci sono alcuni elementi che permettono di interpretare questo tipo di risposta.

Innanzitutto la previsione potrebbe essere poco accurata a causa di un deficit di informazioni nel dataset di calibrazione. Questo potrebbe essere legato all'ubicazione delle stazioni di monitoraggio, concentrate in un determinato settore del bacino centrale, che non permette di coprire l'intera variabilità lagunare. Nel caso dei parametri che variano nel tempo, però, nonostante il range non sia ampio come quello del bacino lagunare nell'intero periodo di riferimento (2003-2007), ha comunque permesso di descrivere correttamente la risposta del seme (si veda ad esempio la risposta alla salinità). Il problema, invece, sembra più serio per i parametri considerati "fissi" nel tempo, ed è evidente l'effetto sulle mappe di vocazionalità dell'utilizzo di alcune variabili categoriche, ed in particolare quello di una variabile importante come la velocità della corrente. Inoltre le capacità del modello di estrapolare al di fuori del suo range di variabilità potrebbe essere influenzato dalla mancata inclusione di fattori ambientali importanti. Ad esempio, nelle aree dove sono state raccolte le informazioni biotiche non sono presenti le praterie di fanerogame marine, e di conseguenza l'effetto della presenza-assenza di vegetazione sommersa non è stato preso in considerazione nella formulazione del modello. La presenza di praterie di fanerogame marine, però, assume un ruolo fondamentale nel caratterizzare alcuni degli habitat del bacino lagunare. Quindi è legittimo escludere le praterie dalla mappa delle previsioni (Figura 4-12), perché non rientrano nell'ambito di definizione del modello, e inoltre, anche se le praterie rappresentassero effettivamente delle aree vocate per il seme, non potrebbero essere prese in considerazione per lo sfruttamento in quanto habitat prioritario per fini di conservazione degli habitat (vedi cap. 5). Infatti le praterie sono considerate un vincolo ambientale, tanto che anche le aree assegnate in concessione per la venericoltura, in cui è presente una vegetazione a fanerogame, dovrebbero essere restituite al Magistrato alle Acque (Provincia di Venezia, 2009).

Inoltre, bisogna considerare che il modello prevede le condizioni idonee a sostenere elevate densità di seme in funzione dei parametri ambientali, ma questo non è sufficiente a garantire l'effettiva funzionalità di nursery per una specie bentonica come *R. philippinarum*. L'effettiva distribuzione del seme, infatti, dipende dalla localizzazione dello stock di riproduttori, dai processi di trasporto che avvengono durante le fasi larvali pelagiche, e dall'idoneità del sito dove si insediano gli individui. L'output del modello dell'habitat del seme, quindi, deve essere

interpretato non tanto come una stima della densità potenziale, ma piuttosto come una stima dell'abbondanza, condizionatamente al fatto che ci sia un sufficiente apporto di larve.

Queste considerazioni suggeriscono le possibili implementazioni di questa parte della ricerca: il modello potrebbe essere usato come vero e proprio modello predittivo di distribuzione (e non solo modello di idoneità delle condizioni ambientali) se accoppiato ad un modello idraulico di circolazione e di trasporto. In questo modo, infatti, si riuscirebbe ad ottenere una descrizione più realistica dei parametri idrodinamici rispetto a quelli usati (tempo di residenza, velocità della corrente), tenendo conto anche dell'evoluzione temporale di questi parametri e non considerandoli fissi. In più sarebbe possibile integrare le stime della dispersione delle larve (come fatto da Arnold *et al.*, 2005) con l'effettiva vocazionalità del luogo di insediamento, localizzando, così, le effettive aree di nursery.

4.2.2 Produzione nelle aree di allevamento

L'applicazione di modelli di distribuzione per l'individuazione delle zone idonee all'allevamento dei molluschi bivalvi è già stata proposta da diversi autori (Aguilar-Manjarrez e Ross, 1995; Kapetsky *et al.*, 1988; Nath *et al.*, 2000). In particolare, Vincenzi *et al.* (2006a; 2006b; 2007) hanno sfruttato questo approccio per valutare la produzione potenziale delle zone di allevamento di *R. philippinarum* nella sacca di Goro.

Lo scopo di questa parte della tesi è stato quello di sviluppare un modello specifico per la produzione potenziale di *R. philippinarum* in laguna di Venezia, in modo da poter verificare l'effettiva idoneità delle aree attualmente in concessione per la venericoltura. Inoltre, le informazioni sulla possibile evoluzione del settore (G.R.A.L., 2009) sono state utilizzate per testare l'idoneità delle nuove aree chieste in concessione dall'Ente gestore.

4.2.2.1 Materiali e metodi

4.2.2.1.1 Dati utilizzati per la calibrazione del modello

Nello sviluppo del modello di produttività potenziale sono state prese in considerazione nove variabili biogeochimiche ed idrodinamiche. Queste sono: percentuale di sabbia nel sedimento, ossigeno disciolto, salinità, idrodinamismo, clorofilla-*a*, torbidità, tempo di residenza, temperatura e batimetria. Le fonti dei parametri utilizzati sono descritte nel paragrafo 2.3. Come variabile di risposta è stato utilizzato il dato di produzione, in $\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$. Il dataset impiegato per lo sviluppo del modello è stato allestito utilizzando stime delle produzioni di *Ruditapes philippinarum* nelle aree in concessione e nelle aree di pesca gestita nel 2007 (Pellizzato, dati non pubblicati). Ciascuna area di pesca per cui era disponibile una stima di produzione è stata rappresentata in un GIS, ed in seguito trasformata per essere inclusa in una griglia raster con celle di 100x100m. In questo modo è stato possibile generare un layer per l'intero bacino lagunare, caratterizzato da valori nulli dove non erano disponibili informazioni e dalla stima di produzione per le aree per le quali erano disponibili i dati. La mappa di produttività è stata in seguito sovrapposta alle mappe dei parametri ambientali, in modo da associare in ciascuna cella della griglia un valore di produzione ai valori delle variabili biogeochimiche ed idrodinamiche predittive.

Non tutti i dati della matrice sono stati utilizzati per calibrare il modello. La selezione dei dati da utilizzare è stata fatta sovrapponendo una griglia con maglie quadrate di 1 km di lato alla mappa di produzione, campionando casualmente circa il 70% del bacino per definire l'area di calibrazione mentre le zone escluse sono state impiegate nella validazione del modello.

4.2.2.1.2 Sviluppo del modello di distribuzione

È stata adottata la tecnica Random Forest (par. 2.7.4), basata sul concetto di Regression Tree (RT) ed è in grado di produrre accurate predizioni senza un evidente rischio di "overfitting".

(presenza di un numero eccessivo di parametri). Al contrario di approcci classici di regressione, nei quali la forma della relazione tra variabile di risposta e predittori è inizialmente specificata (ad esempio lineare, quadratica ecc.), nel caso dei metodi basati sui RTs non c'è nessuna ipotesi a priori sulla forma della relazione ed un insieme di regole è costruito sulla base dei dati disponibili.

Il primo passo per lo sviluppo del modello è stata la valutazione dell'opportunità di ridurre il numero di predittori utilizzando il clustering gerarchico di variabili basato sulla correlazione di Spearman.

Il database contenente informazioni sulle variabili ambientali e sulla produttività dei siti all'interno della laguna è stato suddiviso in una database di calibrazione (n=2537) ed in un database di validazione (n=1240).

Successivamente il modello di distribuzione di *R. philippinarum* è stato calibrato utilizzando il database di calibrazione e valutato, confrontando i risultati del modello con le osservazioni.

Infine, il modello è stato applicato all'intera area lagunare al fine di ottenere una mappa di produttività potenziale della vongola filippina nella laguna di Venezia, utilizzando i parametri ambientali medi del 2007.

4.2.2.1.3 Utilizzo del modello per l'esplorazione di scenari gestionali

L'applicazione del modello all'intero bacino lagunare è utilizzata per esplorare un possibile scenario di evoluzione dell'attività di venericoltura. Tale esplorazione è stata condotta confrontando le produzioni potenziali stimate dal modello nelle attuali aree in concessione con quelle previste nei piani di gestione vigenti (G.R.A.L., 2009; Provincia di Venezia, 2009).

Stato attuale

Si può considerare come “*stato attuale*” della venericoltura in laguna di Venezia il periodo 2006-2008, che corrisponde al periodo di gestione del G.R.A.L. per cui sono disponibili informazioni sull'attività di pesca e di allevamento. Questo periodo rappresenta l'inizio della transizione dalla pesca libera all'allevamento, come indicato anche dai dati di produzione ufficiali, che mostrano la diminuzione dell'importanza della pesca gestita rispetto all'allevamento (G.R.A.L., 2009). In questo periodo le stime di produzione complessiva, effettuata dagli esperti del settore, indicano una ripresa dell'attività, con una resa di 25,000 tonnellate per il 2006 e di 27,500 per il 2007 (Turolla *et al.*, 2008).

Nel 2005 il G.R.A.L. ha ottenuto in concessione le aree destinate ad attività di venericoltura e pesca precedentemente gestite dal Co.Ve.Al.La (provvedimento autorizzativo n. 8066 del 31 agosto 2005 del Magistrato alle Acque). Attraverso il Piano d'uso sostenibile (G.R.A.L.,

2006), è stata formulata una prima rimodellazione delle aree in concessione, passando dai 3500 a 3200 ha in concessione (protocollo n. 6824 del 02/02/2007), tenendo conto, in parte, dei vincoli igienico-sanitari (D.G.R. della regione Veneto n. 2432 del 01/08/2006). Nell'estate 2008 la macroarea localizzata in laguna centrale è stata rimodellata, attraverso una riduzione di circa 116 ha ad est ed un ampliamento di 157 ha ad ovest per permettere i lavori legati al "Progetto Integrato Fusina" (provvedimento autorizzativo n. 2023 del 15 ottobre 2008).

Nel periodo di transizione dalla pesca a libero accesso all'allevamento i prelievi della risorsa in aree extra-concessione devono essere gestiti dal G.R.A.L., in modo da non ricreare le condizioni di libero accesso. Nel periodo 2006-2008 questa attività è stata condotta in forma collettiva nelle aree riportate in Figura 4-13a. Le aree sono state scelte in seguito a specifici monitoraggi condotti da Agriteco per il G.R.A.L. e per la Provincia di Venezia

Scenario futuro

Lo scenario futuro è stato costruito sulla base del rimodellamento delle aree proposte nell'"*Aggiornamento del Piano di Gestione della Vongola*" del G.R.A.L. (2009). In Figura 4-13b viene mostrata la mappa che illustra la proposta di rimodellamento predisposta dal G.R.A.L. e da attuarsi entro il 2012, e che deve essere valutata dall'Ente competente.

Dei 3282.42 ettari dati in concessione, soltanto 2,073.15 ettari vengono ritenuti idonei dal G.R.A.L. per fini di venericoltura (G.R.A.L., 2009). Le principali cause di scarsa produttività delle aree sono state individuate nella presenza di tanatocenosi a ostriche, di fanerogame e di un'alta percentuale delle frazioni fini nel sedimento. Nel complesso, si prevede la restituzione di 161.2 ettari nel bacino Nord, 284.6 ettari in quello centrale e 738.89 ettari in quello meridionale (G.R.A.L., 2009). In Laguna Sud il maggior elemento di criticità è rappresentato da una sovrapposizione delle aree attualmente in concessione al G.R.A.L. con aree in cui sono presenti praterie di fanerogame marine. Alcune di queste aree, che non sono state utilizzate a fini di venericoltura perché non ritenute idonee, vengono restituite dal G.R.A.L. al Magistrato alle Acque. A fronte di questa riduzione delle superfici in concessione, conseguente alla restituzione delle aree non idonee, il G.R.A.L. ritiene necessaria l'acquisizione in concessione di altre aree da adibire a venericoltura, in modo da garantire a tutti gli operatori superfici adeguate per condurre le pratiche di allevamento in condizioni economicamente sostenibili. Sono stati così individuati complessivamente circa 797 ettari (189 in laguna Nord, 371 in laguna centrale e 237 in laguna Sud) di nuove aree da ottenere in concessione per fini di venericoltura (Figura 4-13). Parte delle nuove aree richieste in concessione potranno essere utilizzate per attività sperimentali di preingrasso dei giovanili gestite direttamente dal G.R.A.L. (G.R.A.L., 2009). Questo porterà il totale delle aree da dedicare all'allevamento a 2,870 ettari.

4. Specie di interesse per la pesca

Inoltre sono state richieste superfici lagunari su cui effettuare, a rotazione, attività di pesca gestita nel periodo 2009-2012, che ammontano complessivamente a circa 625 ettari, contro i 1,947 ettari utilizzati a questo scopo nel 2007 (Figura 4-13a) (G.R.A.L., 2009). Le aree sono così ripartite per bacino: 217 ha nel bacino Nord, 208 ha nel bacino centrale e 200 ha in quello Sud. C'è da osservare che nel 2007 queste aree si sovrapponevano in parte con le aree di basso fondale concesse per fini di venericoltura (Figura 4-13a). Invece, le aree individuate per l'effettuazione della pesca gestita nel periodo 2009-2012 sono tutte al di fuori delle aree in concessione e sono situate per la gran parte in aree di canale (Figura 4-13b).

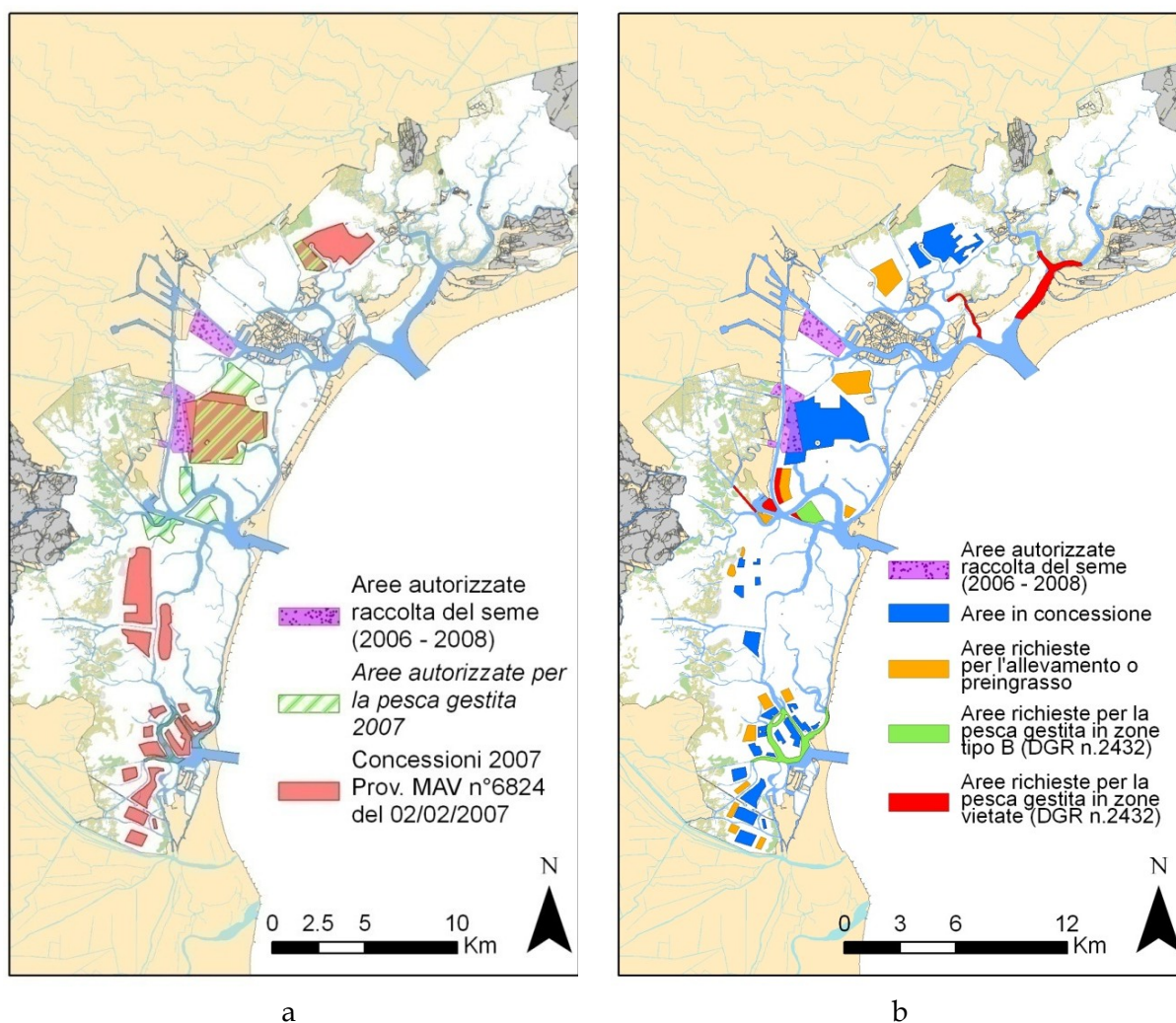


Figura 4-13. Aree in concessione per venericoltura, aree per la raccolta del seme ed aree per la pesca gestita: a) situazione nel 2007; b) situazione prevista nel 2012. (fonte: G.R.A.L. 2009)

4.2.2.2 Risultati

Valutazioni sul clustering gerarchico delle variabili candidate (Figura 4-14) hanno portato all'esclusione della concentrazione di clorofilla-*a* dall'insieme delle variabili predittive, in quanto è risultata altamente correlata alla torbidità.

Le variabili predittive utilizzate per la calibrazione del modello Random Forest sono quindi: percentuale di sabbia nel sedimento, ossigeno disciolto, salinità, idrodinamismo, tempo di residenza, temperatura e batimetria. Il range di variabilità di queste variabile è riportato in Figura 4-15. Gli intervalli di variazione dei dataset utilizzati per la calibrazione del modello non coprono i range dell'intero bacino lagunare.

L'importanza relativa delle variabili predittive nel determinare il valore della variabile di risposta è riportato in Figura 4-16.

In Figura 4-16 sono mostrati i grafici dell'effetto marginale delle singole variabili predittive sulla variabile di risposta.

Le predizioni del modello sono state confrontate inizialmente con le osservazioni utilizzate per la calibrazione del modello stesso (Figura 4-18 a). Come si può osservare l'output del modello fornisce una eccellente predizione delle osservazioni utilizzate per la calibrazione. Successivamente il modello è stato applicato ai dati ambientali contenuti nel dataset di validazione ed i risultati sono stati confrontati con le osservazioni (Figura 4-18 b). Anche in questo caso il modello ha fornito delle ottime predizioni della produttività di *R. philippinarum*.

Un confronto tra i dati di distribuzione utilizzati per calibrare e validare il modello e le previsioni del modello stesso viene riportato in Figura 4-19.

4.2.2.2.1 Applicazione del modello

Il modello sviluppato è stato applicato a tutto il bacino (Figura 4-20), nell'ottica di valutare la produzione potenziale delle aree in concessione allo stato attuale e nello scenario futuro.

Il modello di distribuzione della produzione di *R. philippinarum* è stato utilizzato per valutare le produzioni potenziali allo stato attuale: in Figura 4-21 e Figura 4-22 sono riportate le stime di produzione (in tonnellate) e di produttività ($\text{g/m}^2\text{-anno}$) per le aree in concessione nel 2007 e per le aree in cui è stata autorizzata la pesca gestita nello stesso anno, valutate applicando il modello di distribuzione alle mappe dei valori medi dei parametri ambientali per il 2007. La produzione complessiva stimata attraverso l'applicazione del modello per le aree autorizzate per la raccolta alle vongole (pesca e allevamento) è di circa 21,700 t. Ciò che emerge è che una grossa parte della produzione potrebbe essere realizzata nel bacino centrale, nella macroarea B, caratterizzata da un'elevata produttività. Anche le aree in concessione nella zona Sud della laguna sono caratterizzate da produzioni mediamente elevate, mentre l'area in concessione nel sottobacino settentrionale sembra avere una bassa produzione potenziale. L'applicazione del modello di distribuzione della produzione di *R. philippinarum* per il 2007, mostra che la maggior parte delle aree non in concessione, in cui è stata autorizzata la raccolta gestita delle vongole è caratterizzata da un'elevata produttività.

4. Specie di interesse per la pesca

La valutazione della produttività nelle aree previste per il 2012 (Figura 4-23 e Figura 4-24) fornisce una stima della produzione complessiva da venericoltura (aree in concessione) di poco più di 14.000 t, concentrata soprattutto in laguna centrale (9,778 t) e Sud (3,508 t). Le produzioni potenziali da pesca gestita ammontano ad un massimo di circa 3,470 t e risultano essere maggiori nel bacino Nord (1,420t) rispetto ai bacini centrale (1,026 t) e Sud (994 t). Per quanto riguarda poi le attività di pesca emergenziale, le rese massime potenziali per ettaro passano, sulla base dell'applicazione del modello di vocazionalità, da circa 2.4 t nel 2007 a circa 5.5 t per le aree previste per il 2012.

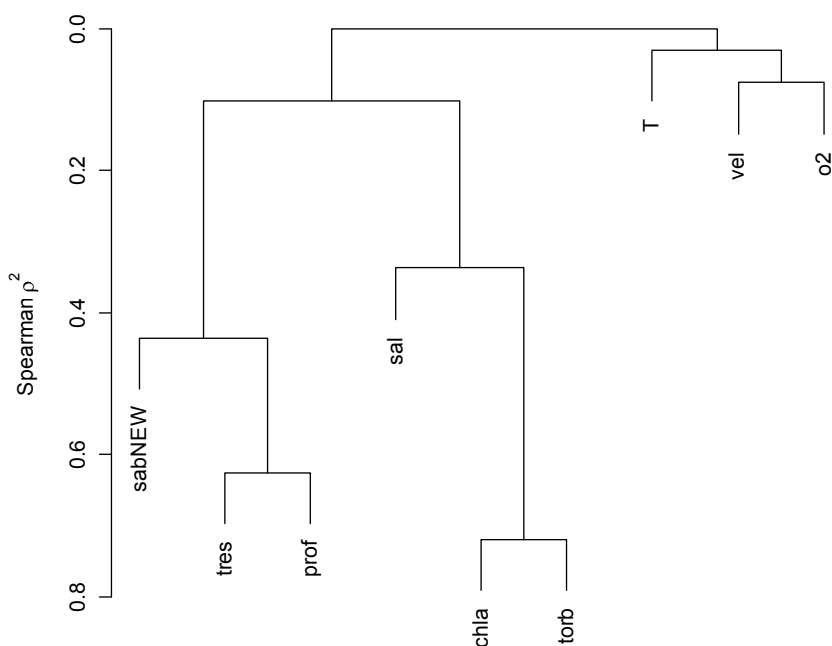


Figura 4-14. Clustering gerarchico delle variabili predittive candidate. bathy= batimetria; tres=tempo di residenza; sal = salinità; chla = clorofilla-a; torb = torbidità; vel = idrodinamismo; T = temperatura; o2= ossigeno disciolto; sab= percentuale di sabbia nel sedimento.

4. Specie di interesse per la pesca

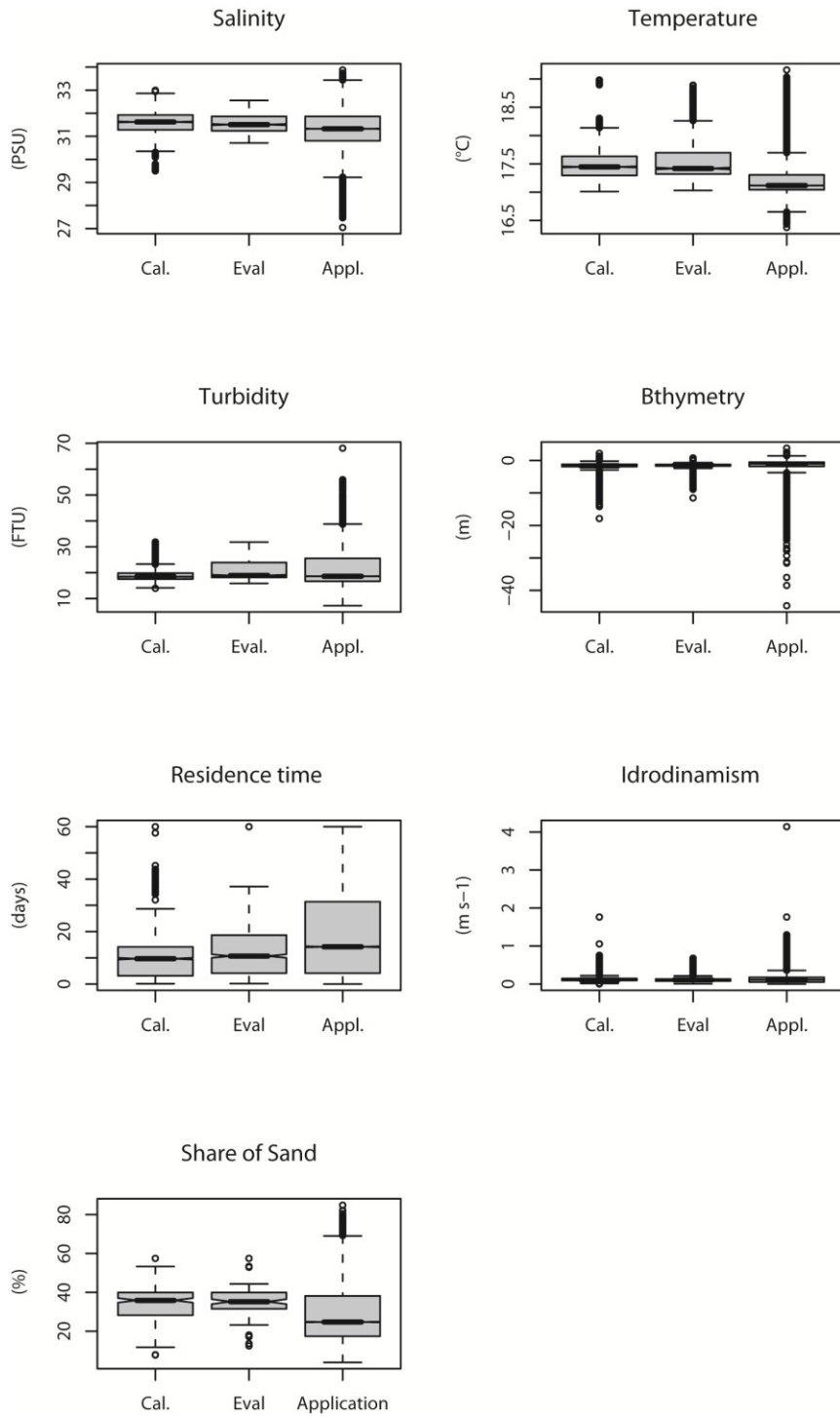


Figura 4-15. Range di variabilità dei parametri ambientali.

4. Specie di interesse per la pesca

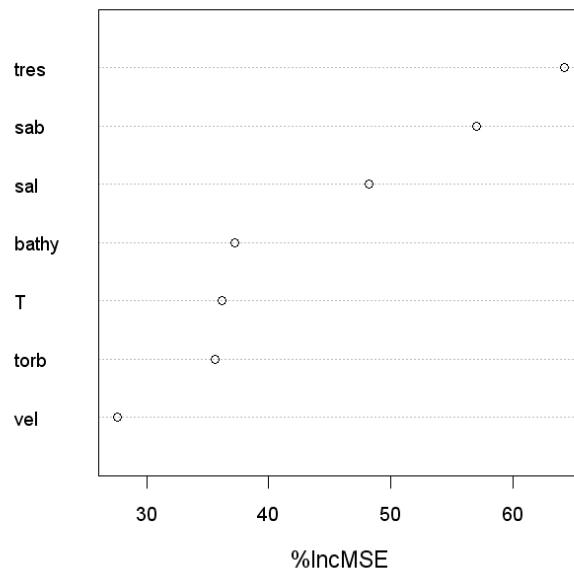


Figura 4-16. Importanza relativa delle variabili predittive nel modello Random Forest per la produttività di *R. philippinarum* in laguna di Venezia.

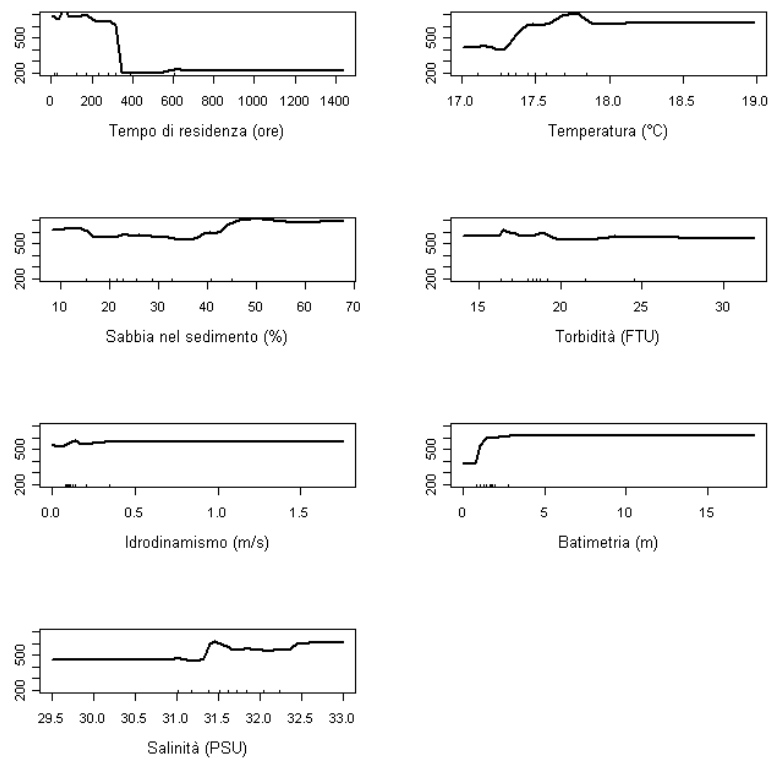


Figura 4-17. Effetto marginale delle singole variabili predittive sulla variabile di risposta (produzione in $g\ m^{-2}\ y^{-1}$).

4. Specie di interesse per la pesca

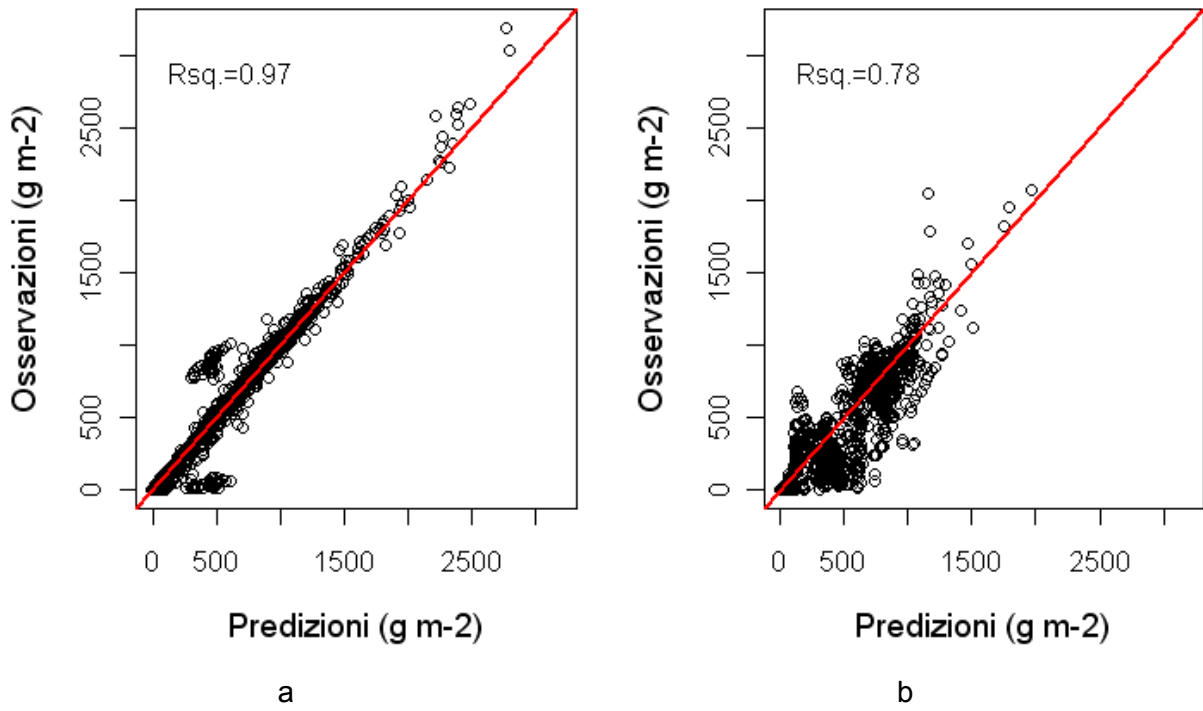
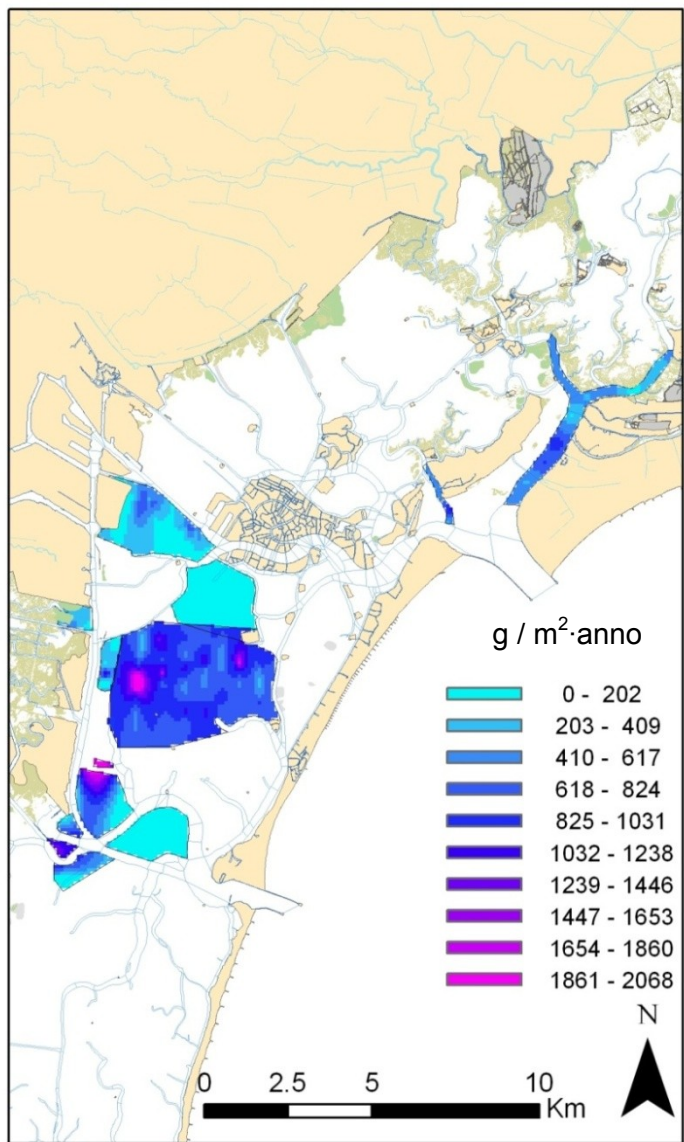
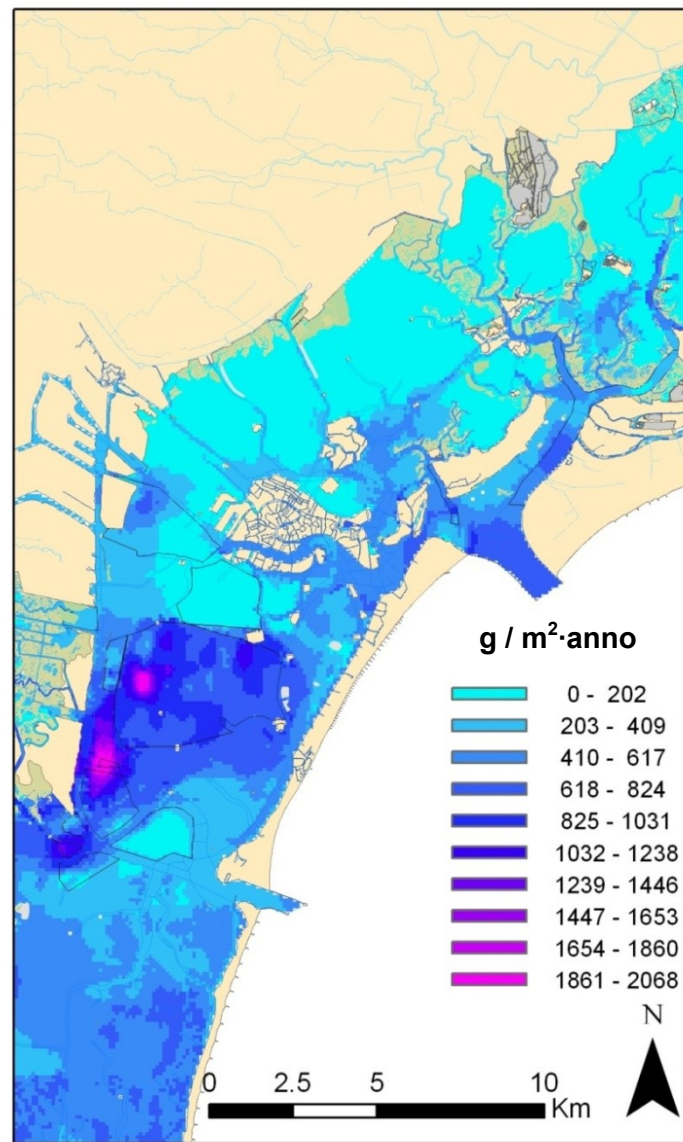


Figura 4-18. Confronto tra le predizioni del modello e le osservazioni contenute nel dataset di calibrazione (a) del modello ($n=2537$) e nel dataset di validazione (b) ($n=1240$).



a



b

Figura 4-19. Confronto tra le produzioni misurate per il 2007 (a) e le previsioni del modello (b).

4. Specie di interesse per la pesca

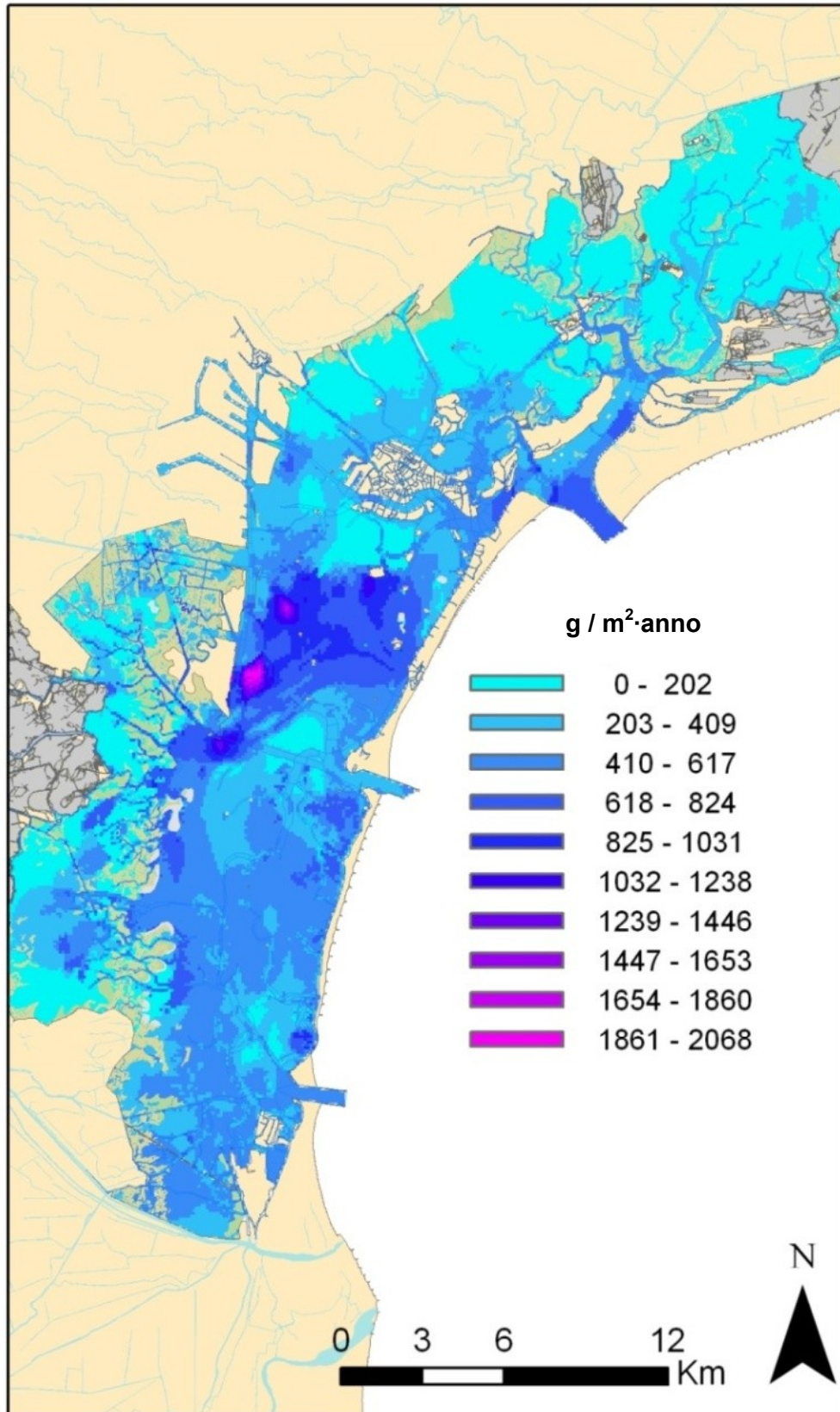


Figura 4-20. Applicazione del modello al 2007.

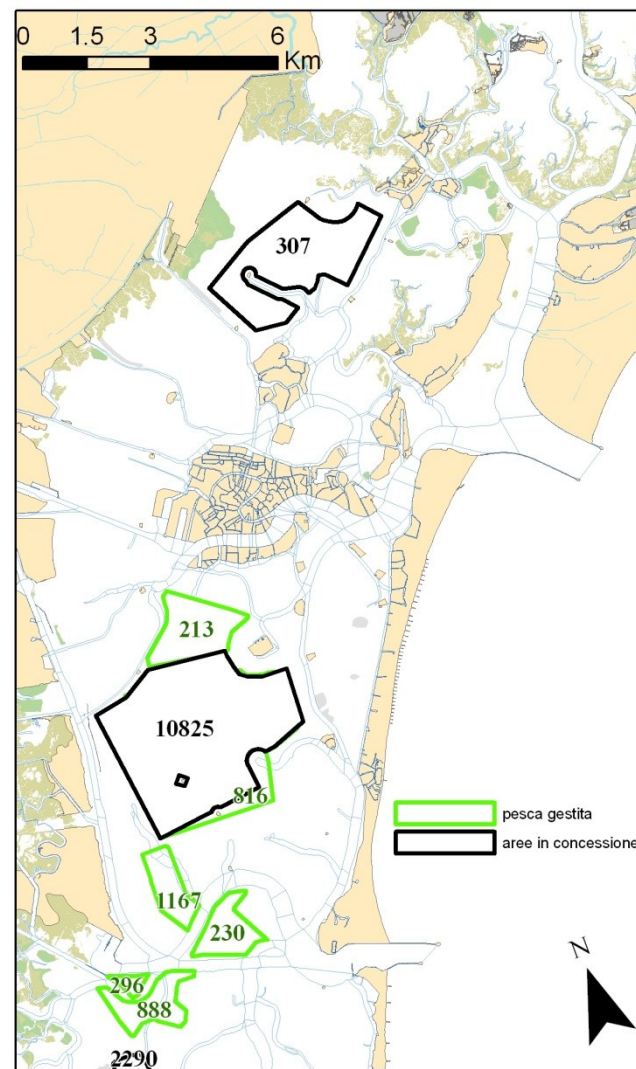
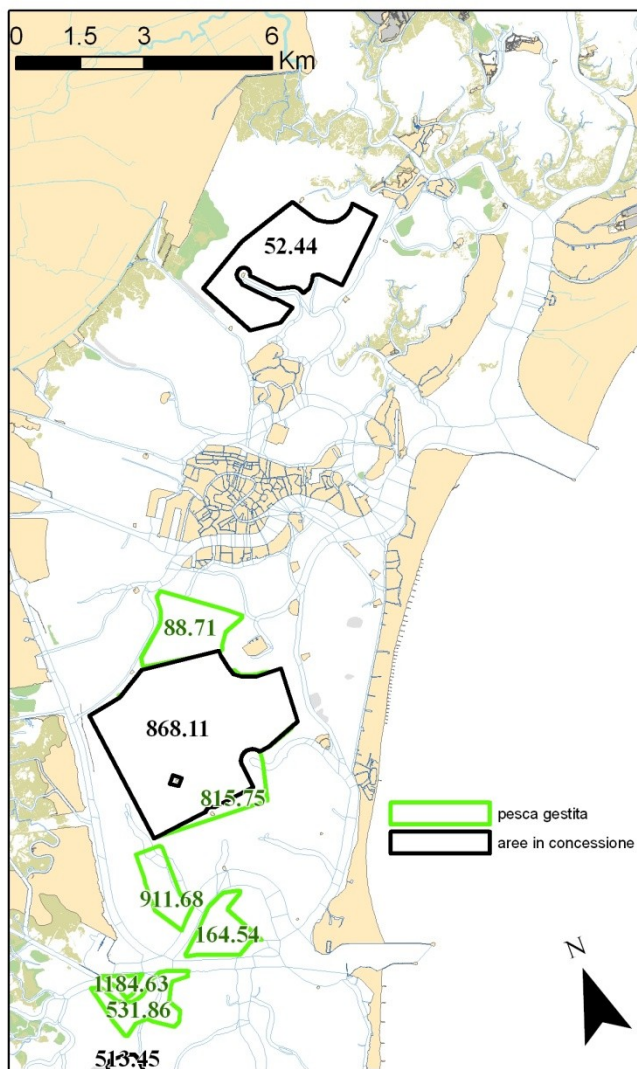
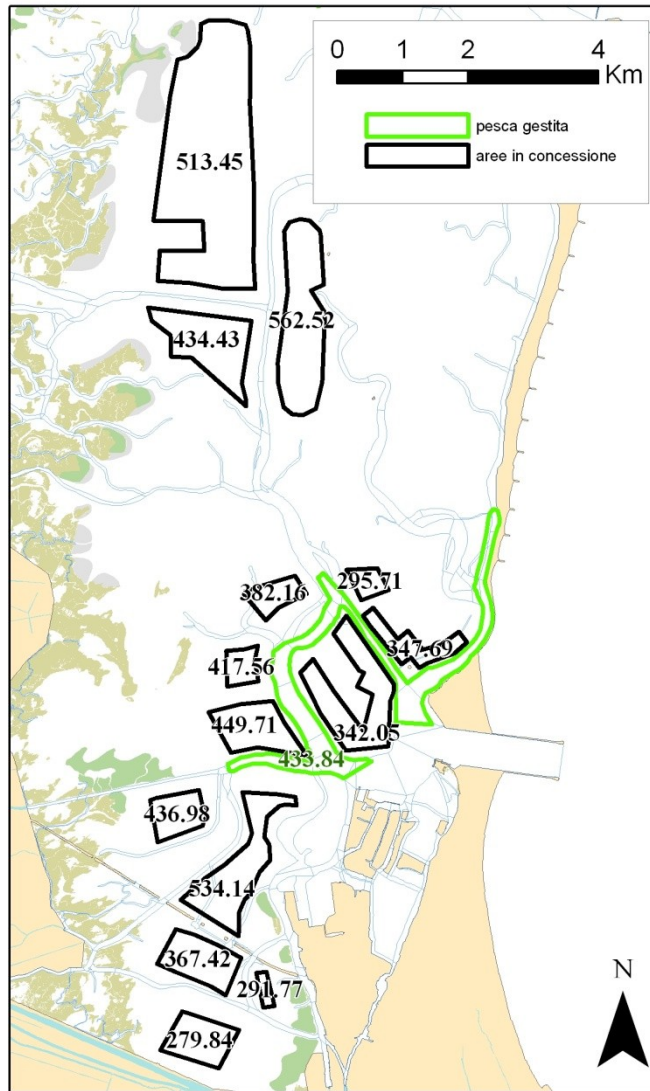
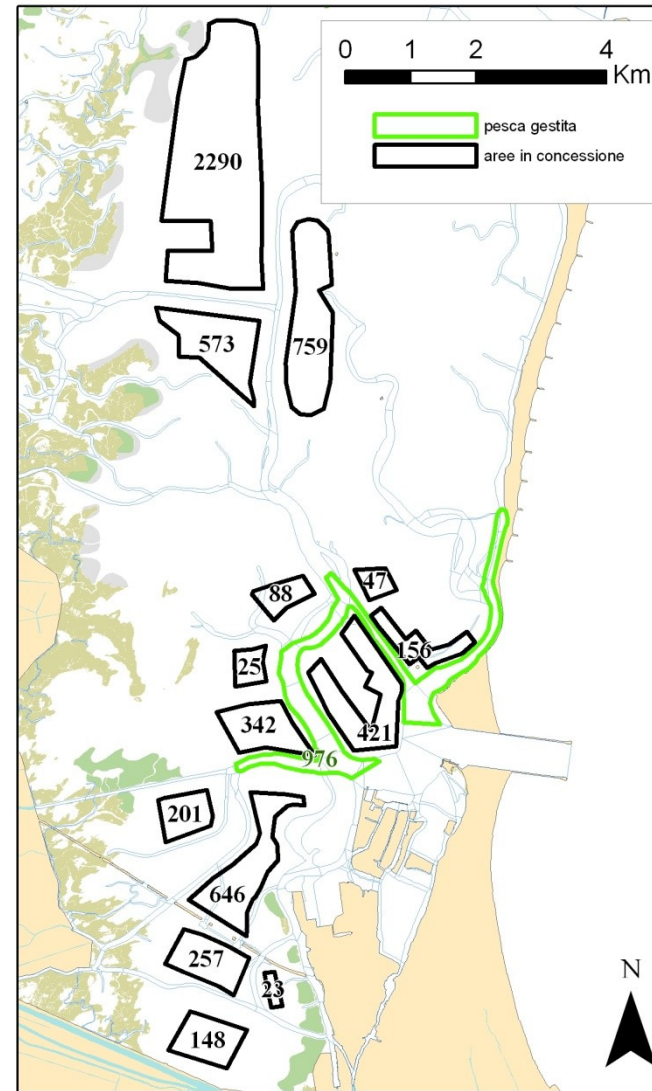


Figura 4-21. Produzioni potenziali di vongola stimate con il modello di distribuzione, nelle aree in concessione in laguna centro-Nord nel 2007: a) produzione media, in g/m²-anno; b) produzione totale in t.

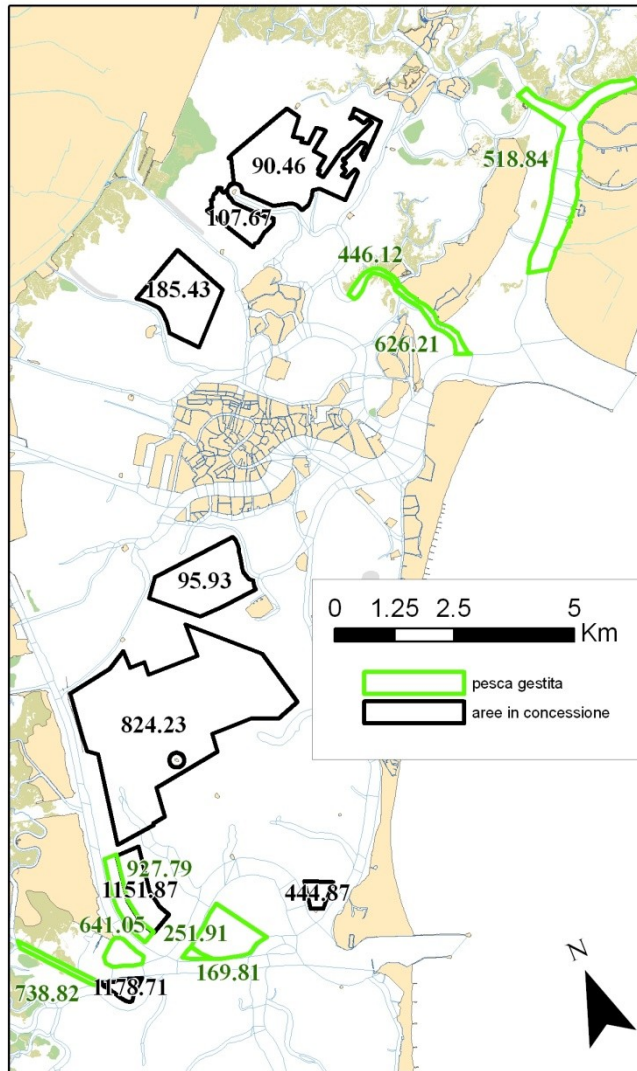


a

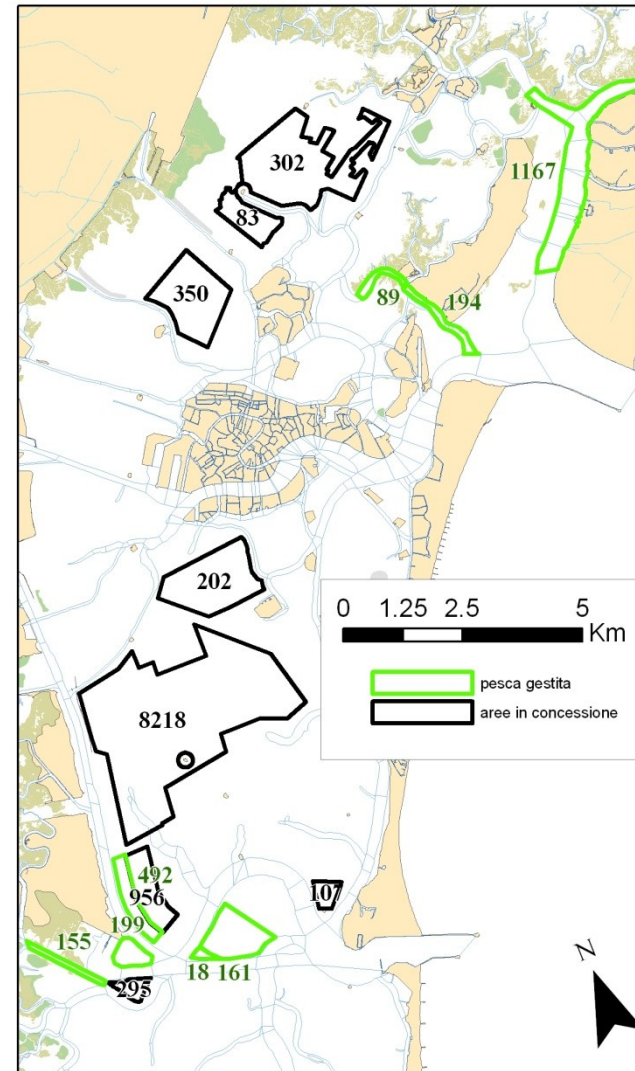


b

Figura 4-22. Produzioni potenziali di vongola stimate con il modello di distribuzione, nelle aree in concessione in laguna centro-Sud nel 2007: a) produzione media, in $\text{g/m}^2\text{-anno}$; b) produzione totale in t.

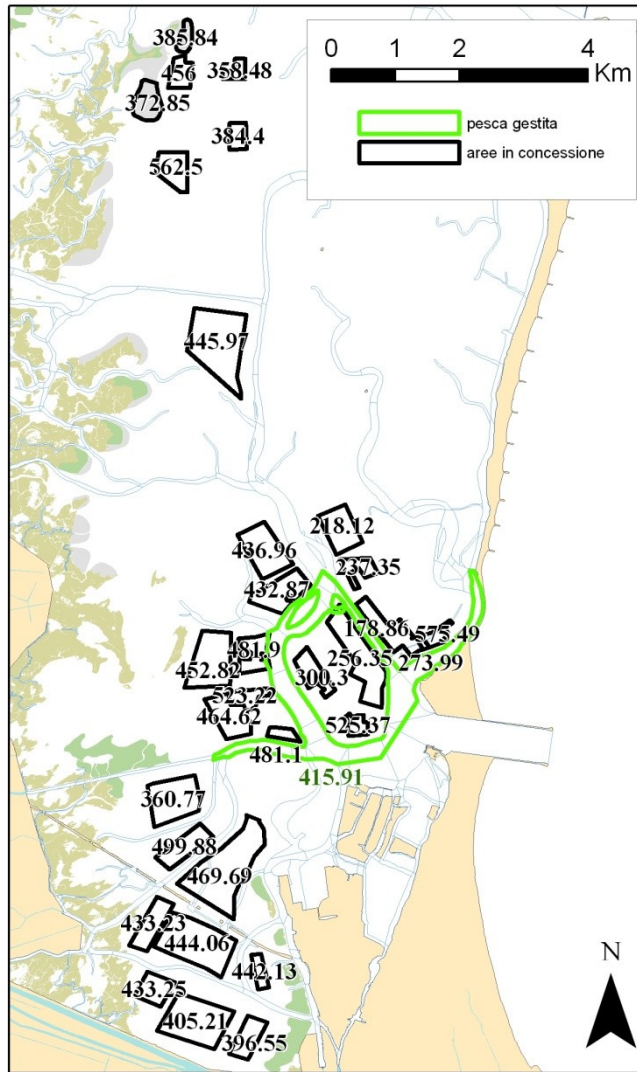


a

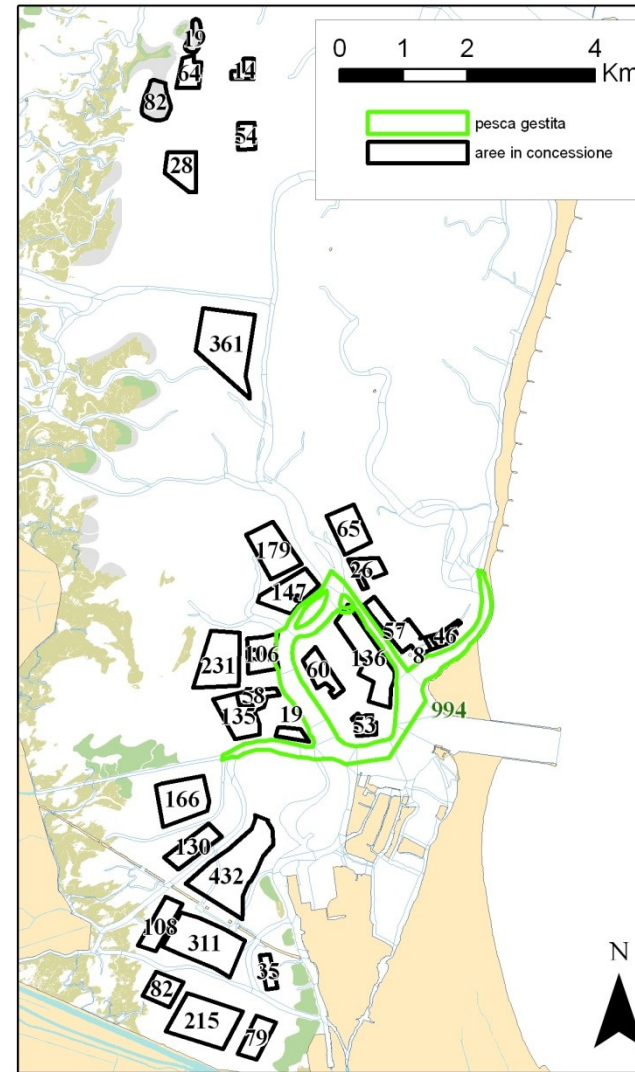


b

Figura 4-23. Produzioni potenziali di vongola stimate con il modello di distribuzione, nelle aree in concessione in laguna centro-Nord previste per il 2012: a) produzione media, in g/m²-anno; b) produzione totale in t.



a



b

Figura 4-24. Produzioni potenziali di vongola stimate con il modello di distribuzione, nelle aree in concessione in laguna centro-Sud previste per il 2012: a) produzione media, in $\text{g/m}^2\text{-anno}$; b) produzione totale in t.

4.2.2.3 Discussione

In questa parte della ricerca è stato sviluppato un modello per la distribuzione potenziale della produzione della vongola filippina. L'applicazione di questo modello ha permesso di confrontare l'attuale gestione delle risorse, con l'evoluzione dell'attività di venericoltura prevista dai piani gestionali vigenti.

L'applicazione del modello alle all'interno delle aree attualmente concesse per la venericoltura, ha portato ad una stima della produzione potenziale di circa 21700 t, considerando sia le aree concesse per l'allevamento che le zone concesse per la pesca gestita. L'effettiva produzione stimata da Turolla *et al.* (2008) per il 2007, invece, è di 27500 t. Sebbene le quantità stimate non siano molto diverse, bisogna sottolineare che sono riferite ad attività produttive di diversa natura: le quantità effettivamente prodotte sono state ottenute sia da pesca (libera o gestita) che da allevamento, mentre le previsioni del modello sono basate sull'assunzione di una produzione incentrata sull'allevamento.

Seppure soltanto indicative, le stime della produzione potenziale nelle aree in concessione al 2012, sono da ritenersi soddisfacenti in termini produttivi, soprattutto per quanto riguarda le produzioni da allevamento. Rispetto a tali stime è possibile presupporre che un affinamento del processo produttivo possa prospettare margini di miglioramento delle rese. I valori calcolati, infatti, non tengono conto infatti del piano di implementazione delle semine previsto dal G.R.A.L. nel periodo 2009-2011. Lo scenario di una resa prossima alle 22,000 t, comunque, deve essere ritenuto adeguato alla sostenibilità del settore, considerando che nel Piano d'uso del 2006 viene prevista una produzione nel 2011 di poco meno di 14.000 t su circa 1075 ettari di concessioni complessivamente seminati (G.R.A.L., 2009).

L'applicazione del modello conferma, in linea di massima, la sostenibilità delle modifiche previste, evidenziando però la scarsa produttività potenziale della venericoltura in laguna Nord e l'importanza dell'integrazione della produzione attraverso la pesca gestita. Questo avvalorava l'ipotesi che per mantenere un sistema con le produzioni attuali, o con una redditività sufficiente per l'attuale numero di addetti, sia necessario dedicare delle aree per la raccolta al di fuori delle concessioni.

5 Individuazione di habitat di interesse conservazionistico

I modelli di distribuzione dell'habitat sono stati ampiamente utilizzati per il supporto di strategie gestionali volti alla conservazione della biodiversità (si veda ad es.: Glenz *et al.*, 2001; Dominguez *et al.*, 2006; Buse *et al.*, 2007; Lasalle *et al.*, 2008). Molti di questi studi sono focalizzati su singole specie (Klar *et al.*, 2008), mentre altri trattano associazioni di specie (come ad es.: Algar *et al.*, 2009; Baselga e Araujo, 2009); anche su ampia scala spaziale (Thomas *et al.*, 2004). Molte delle applicazioni che possono essere ritrovate nella letteratura internazionale trattano la distribuzione di specie vegetali (Austin e Myers, 1996; Maggini *et al.*, 2006), e la maggioranza dei casi di studio sono di ambiente terrestre (ad esempio: Pearce e Ferrier, 2001; Scott *et al.*, 2002), ma esistono anche applicazioni incentrate su ambienti di studio acquatici (Leatwick *et al.*, 2005; Best *et al.*, 2007; Lasalle *et al.*, 2008). Questo approccio è stato utilizzato anche valutare l'effetto di cambiamenti della gestione del territorio (Buckley e Roughgarden 2004; Holzkamper *et al.*, 2006) o legati ai mutamenti climatici (Araujo *et al.*, 2005a; 2005b; Araujo e Rahbek 2006) sulla protezione della biodiversità.

Le fanerogame marine rappresentano un elemento importante della conservazione della biodiversità in laguna di Venezia. Infatti tutte e tre le specie presenti in questo bacino, *Zostera marina*, *Cymodocea nodosa* e *Nanozostera noltii*, sono considerate meritevoli di salvaguardia e conservazione. La convenzione di Berna considera *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*, come specie "strettamente protette", vietando espressamente tutte le azioni intenzionali comportanti la scomparsa di queste specie, mentre *Nanozostera noltii* è inclusa nell'annesso II del protocollo ASPIM della convenzione di Barcellona. Inoltre, le praterie di fanerogame sommerse svolgono funzioni ecologiche fondamentali all'interno dell'ambiente lagunare, anche in conseguenza della loro architettura tridimensionale, ad esempio stabilizzando i fondali e fornendo cibo e protezione a molte specie animali sia bentoniche che nectoniche (Hemminga e Duarte, 2000). In particolare, per quanto riguarda la fauna neotonica gli habitat a prateria supportano elevate abbondanze e biomasse ittiche (Mainardi *et al.*, 2002, 2004, 2005; Franco *et al.*, 2004, 2006a, 2006b). L'elevato numero di individui che comunemente viene registrato negli habitat di prateria (Jenkins e Wheatley, 1998; Guidetti, 2000) può essere attribuito all'elevata complessità strutturale di questi sistemi vegetati, che si ritiene forniscano protezione dai predatori e risorse alimentari altrimenti non disponibili (Kikuchi e Peres, 1977; McRoy e Helfferich, 1980). L'importanza conservazionistica delle praterie di fanerogame, è aumentata dal fatto che ospitano alcune specie minacciate, come i cavallucci marini *Hippocampus hippocampus* e *H. guttulatus* (IUCN, 2009).

5.1 Le fanerogame marine in laguna di Venezia

Esistono molte fonti che descrivono l'ecologia delle fanerogame marine in laguna di Venezia, soprattutto espressa in termini di dinamica delle popolazioni e produzioni (Sfriso *et al.*, 1988; Curiel *et al.*; 1996, 1997; 1999; Sfriso e Marcomini, 1997; 1998, Rismondo *et al.* 1997; Sfriso e Ghetti, 1998; Tagliapietra *et al.*, 1999, Sfriso e Facca, 2007), ma anche in termini di distribuzione (Caniglia *et al.*, 1990; 1992; MAG.ACQUE – Selc, 2004).

Le tre specie hanno una distribuzione parzialmente sovrapposta (Rismondo *et al.*, 2003), ma sono caratterizzate da diverse esigenze ecologiche: *Nanozostera noltii* rappresenta la specie più eurialina (Plus *et al.*, 2003; Borum *et al.*, 2004), mentre *C. nodosa*, pur sopportando variazioni di salinità, richiede condizioni più marine (Rismondo *et al.*, 1997), con *Z. marina* che rappresenta un comportamento intermedio (Thayler *et al.*, 1987). Tutte e tre le specie prediligono comunque siti riparati e a medio-basso grado di idrodinamismo (Koch, 2001; Fonseca e Kenworthy, 1987; Buia e Marzocchi, 1995). Per quanto riguarda la temperatura *C. nodosa*, essendo una specie subtropicale è quella che teme maggiormente le basse temperature (Guidetti *et al.*, 2002; Borum *et al.*, 2004), mentre *Z. marina*, specie relitta in Mediterraneo, può essere penalizzata da temperature troppo elevate (Coffaro e Bocci, 1997; Sfriso e Ghetti, 1998). *C. nodosa* predilige substrati più grossolani, con predominanza della frazione sabbiosa (Terrados e Ross, 2004), ma può essere ritrovata anche in fondali fangosi (Borum *et al.*, 2004). *N. noltii*, colonizza di preferenza sedimenti fini (De Jonge e De Jong, 1992), mentre *Z. marina* presenta un comportamento intermedio (Murphey e Fonseca, 1995). Un fattore fortemente limitante è, ovviamente, l'assenza di luce necessaria all'attività fotosintetica. Questo spiega la dipendenza della distribuzione dalla profondità e dalla torbidità (Dennison, 1978; Drew, 1987; Duarte, 1991). *N. noltii* è la specie che sopporta meglio periodi di emersione (Philippart, 1995), mentre *C. nodosa* è quella che peggio tollera questo problema (De Jonge e De Jong, 1992).

5.1.1 Materiali e metodi

5.1.1.1 Distribuzione delle praterie di fanerogame marine in laguna di Venezia

Le informazioni sulla distribuzione delle tre specie di fanerogame marine presenti in laguna di Venezia, *Zostera marina*, *Nanozostera noltii* e *Cymodocea nodosa*, sono state ricavate dalle mappature eseguite nell'ambito dell'attività A dello Studio MELa 2 (MAG.ACQUE – Selc, 2004). Analogamente ai modelli fin qui utilizzati si è deciso di sviluppare un modello per ciascuna delle tre specie. Inoltre, per semplificare lo sviluppo e l'interpretazione delle previsioni dei modelli si è deciso di utilizzare come variabile di risposta la presenza/assenza delle specie.

Le mappature prese in esame sono quelle relative agli anni 2002, 2003 e 2004 (Figura 5-1).

5.1.1.2 Dati ambientali

I parametri ambientali presi in esame per spiegare la distribuzione delle tre specie di fanerogame marine sono:

- **sab**: percentuale di sabbia nel sedimento superficiale.
- **sal**: salinità media annuale
- **temp**: temperatura media annuale.
- **torb**: torbidità media annuale.
- **dtemp**: deviazioni dalla temperatura media mensile (media annuale).
- **tres**: tempi di residenza.
- **hydro**: idrodinamismo.
- **bathy**: batimetria.

Le fonti relative a questi parametri sono state illustrate nel paragrafo 2.3 (a pagina 15). Inoltre sono stati considerati anche:

- **min.sal**: salinità minima annuale. Mappe ottenute per interpolazione dei dati di monitoraggio di qualità dell'acqua MELa1-MELa3 (MAG.ACQUE – Thetis, 2004; 2005b)
- **max.sal**: salinità massima annuale. Mappe ottenute per interpolazione dei dati di monitoraggio di qualità dell'acqua MELa1-MELa3 (MAG.ACQUE – Thetis, 2004; 2005b)
- **min.temp**: temperatura minima annuale. Mappe ottenute per interpolazione dei dati di monitoraggio di qualità dell'acqua MELa1-MELa3 (MAG.ACQUE – Thetis, 2004; 2005b)
- **max.temp**: temperatura massima annuale. Mappe ottenute per interpolazione dei dati di monitoraggio di qualità dell'acqua MELa1-MELa3 (MAG.ACQUE – Thetis, 2004; 2005b)
- **trasp**: quantità di luce trasmessa al fondale, calcolata utilizzando quanto proposto in MAG.ACQUE - Technital (2006). La relazione è di tipo esponenziale ($IR = e^{-kZ}$); dove IR è la percentuale di irradianza rispetto alla superficie, Z la profondità e k il coefficiente di estinzione della luce. Per il valore k è stato utilizzato quanto proposto da Pastres *et al.* (2004), cioè 0.8 m^{-1} .
- **espo**: esposizione alle basse maree, calcolata utilizzando i dati medi per il periodo 2002-2004

Ovviamente esistono altri parametri in grado di influenzare la distribuzione delle tre specie di fanerogame marine, ma di cui non è stato possibile tenere conto, come esempio la sedimentazione, che, analogamente alla torbidità, può ridurre la capacità fotosintetica delle piante.

Le variabili candidate per l'inclusione nel modello sono state selezionate dopo un'analisi delle correlazioni di Spearman, in modo da evitare di includere covariate troppo correlate all'interno dei modelli.

5.1.1.3 Modello di distribuzione

Lo sviluppo dei modelli è stato eseguito in due fasi distinte: una prima fase volta all'allestimento dei dataset di distribuzione delle specie e dei parametri ambientali e una seconda fase dove è stata affrontata la calibrazione vera e propria dei modelli di distribuzione.

Per portare a termine la prima fase è stata seguita una procedura che sarà illustrata di seguito, di cui si riporta un esempio nella Figura 5-2, relativamente a *Z. marina* per l'anno 2002.

Innanzitutto dalla mappa di distribuzione delle praterie di fanerogame marine (Figura 5-1) è stata estratta la distribuzione di ogni singola specie (Figura 5-2a). In seguito questa mappa di presenza monospecifica è stata trasformata in formato raster con celle di dimensione 100x100m (Figura 5-2b). Questa mappa è stata poi sovrapposta alle mappe dei parametri ambientali, in modo da associare a ciascuna cella della griglia il dato di presenza/assenza ed i valori dei fattori abiotici. Non tutti i dati della matrice sono stati utilizzati per calibrare il modello: una prima selezione dei dati è stata fatta sovrapponendo una griglia con maglie quadrate di 2 km di lato alla mappa, che ha permesso di campionare casualmente circa il 70% del bacino per definire l'area di calibrazione, mentre le zone escluse sono state impiegate nella validazione del modello (53 celle, rappresentate in rosso in Figura 5-2). In realtà, per la fase di calibrazione è stato selezionato un sottoinsieme delle celle 100x100m della mappa raster (20%), mentre il restante 80% delle celle è stato utilizzato per una prima validazione interna (Figura 5-2d). Questo procedimento è stato seguito per tutti gli anni, in modo da ottenere un dataset di calibrazione unico che coprisse l'intero periodo in esame. La procedura è stata applicata in maniera indipendente per le tre specie di fanerogame marine.

Dopo un'analisi preliminare per stabilire la tecnica modellistica più adatta, è stato scelto l'algoritmo di *machine learning* Random Forest (vedi par. 2.7.4) per calibrare i modelli di presenza/assenza.

I modelli di regressione che utilizzano come variabile di risposta la presenza/assenza di una specie forniscono come output, in fase di previsione, una stima della probabilità di presenza. Non è semplice valutare se tale stima sia adeguata a descrivere la presenza o l'assenza della specie. In particolare, se la proporzione di presenze e assenze nel dataset di calibrazione non è bilanciata, la soglia naturale di 0.5 può non essere la più adatta a trasformare la probabilità di presenza in presenza/assenza (Jimenez-Valverde e Lobo, 2006). Quindi, per valutare i modelli sono state considerate alcune soglie per la classificazione delle previsioni: 0-5: prob. 0.5; MDT: minimized difference threshold; prev: prevalenza di presenze nel dataset; MST maximized sum threshold (Jimenez-Valverde e Lobo, 2007). Queste soglie sono state usate per tradurre le probabilità di presenza in previsioni di presenza e assenza, al fine di valutare le capacità predittive del modello attraverso alcune statistiche comunemente utilizzate per testare modelli logistici. Le statistiche utilizzate sono AUC, area sotto la curva ROC (indipendente dalla soglia), che rappresenta la capacità del modello di assegnare una probabilità di presenza più alta ad un sito occupato rispetto ad un sito non occupato; percentuale di siti correttamente classificati (PCC); sensitivity, percentuale di presenze correttamente classificate (sens); specificity, percentuali di assenze correttamente classificate (spec).

5.1.1.4 Applicazione dei modelli

L'applicazione dei modelli calibrati è stata fatta utilizzando le mappe dei parametri ambientali per l'intero bacino, in modo da ricostruire la probabilità di presenza delle tre specie nei tre anni di riferimento (2002/2004).

2002

2003

2004

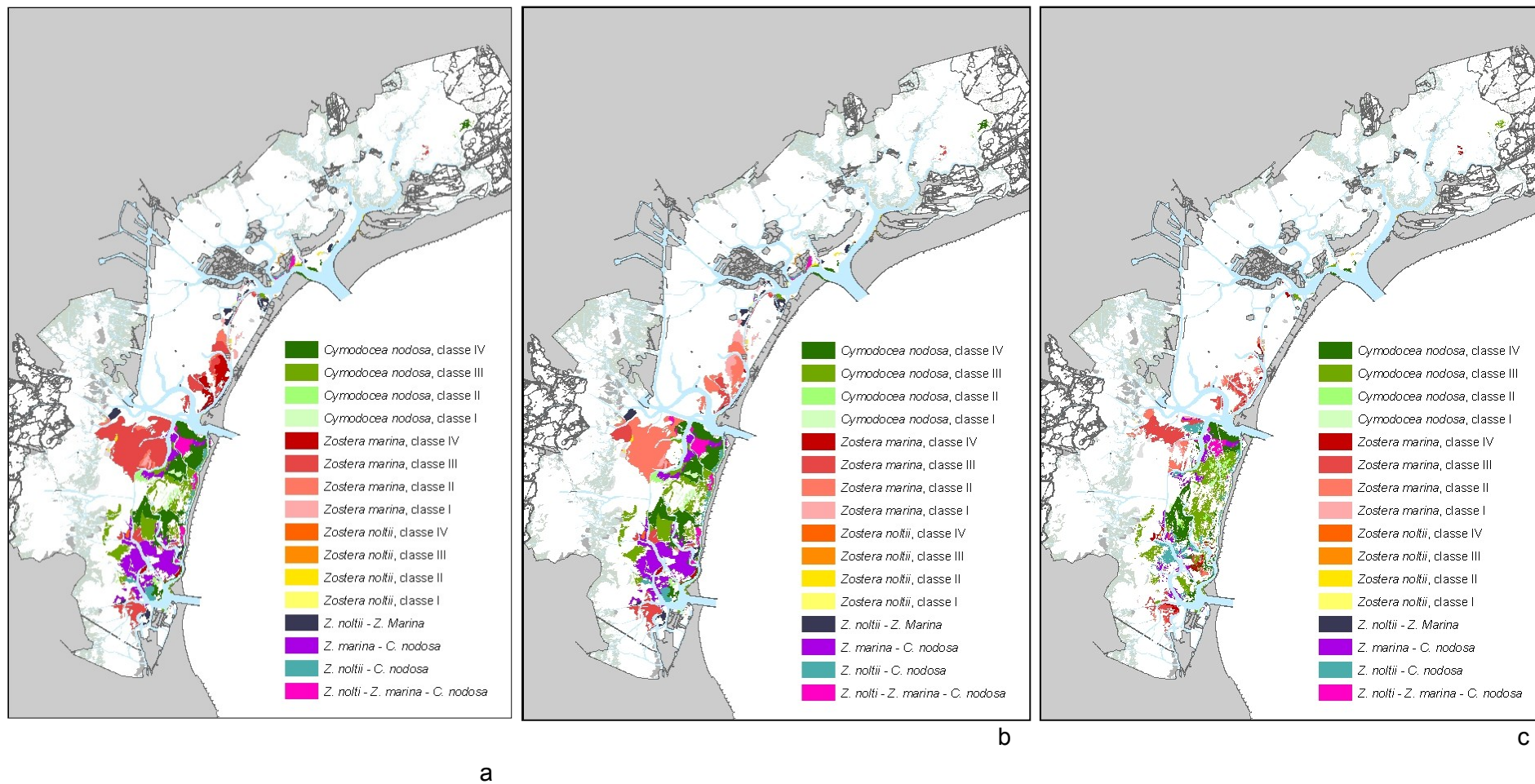


Figura 5-1. Distribuzione delle praterie di fanerogame marine nel 2002 (a), 2003 (b) e 2004 (c). Modificato da MAG.ACQUE – Selc, 2004.

5. Individuazione di habitat di interesse conservazionistico

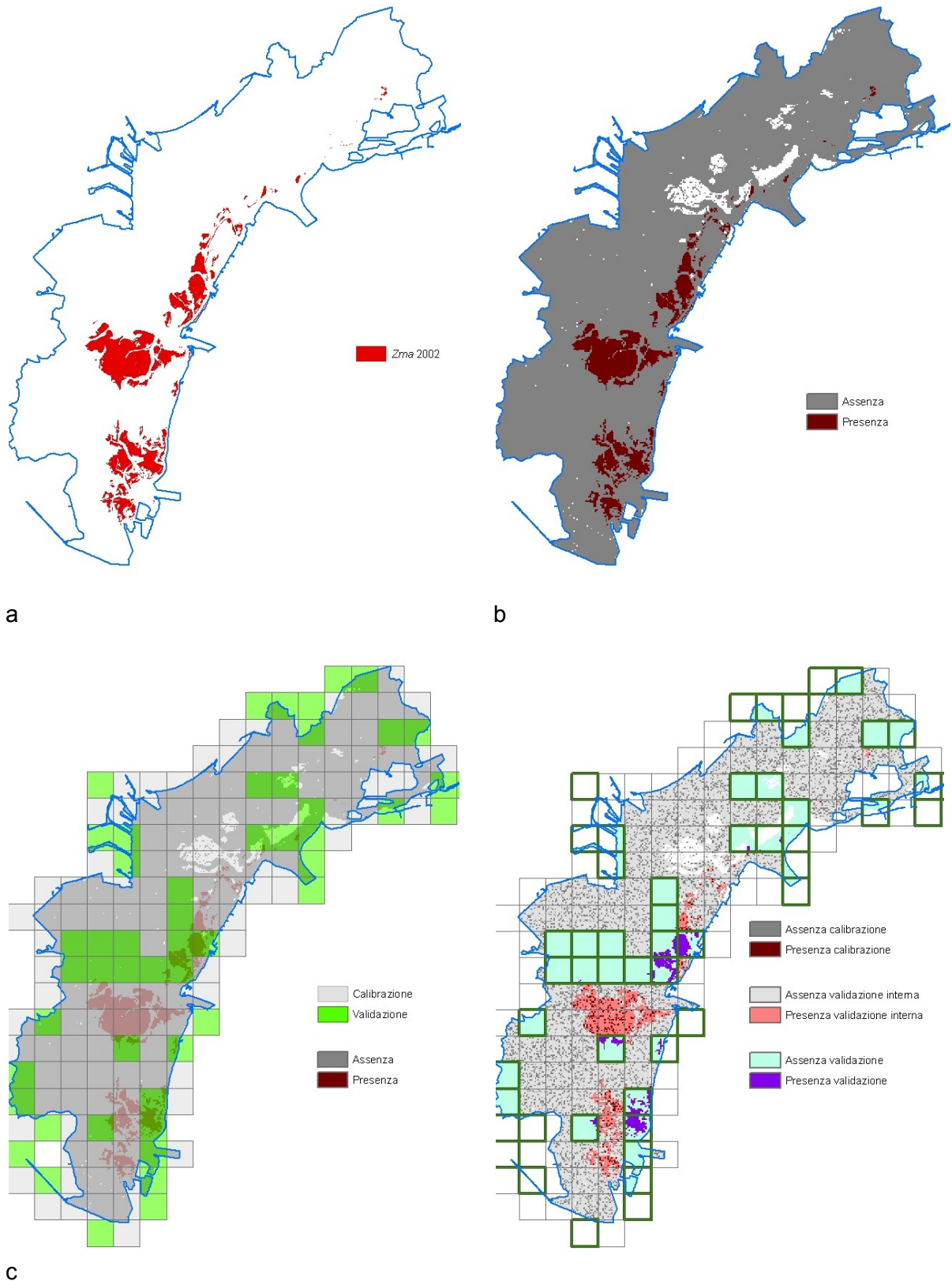


Figura 5-2. Schematizzazione della procedura di allestimento dei dataset per lo sviluppo dei modelli di distribuzione (esempio per la distribuzione di *Z. marina* nel 2002): a) mappa di distribuzione della specie; b) griglia con maglia 100x100m di presenza/assenza; c) sovrapposizione della griglia di 2km di lato per la selezione delle aree per la validazione; d) selezione, all'interno del dataset di calibrazione, di un sottoinsieme di dati per la calibrazione del modello e uno usato per una prima fase di validazione interna.

5.1.2 Risultati

5.1.2.1 Modelli di distribuzione per le fanerogame marine

Un'analisi delle correlazioni non parametriche di Spearman ha permesso di ridurre il numero di variabili da considerare per la calibrazione del modello. In particolare sono state escluse dall'analisi: la salinità minima e massima, la temperatura minima e massima, la deviazione dalla temperatura media, la trasparenza, il tempo di esposizione all'aria e l'idrodinamismo, in quanto altamente correlati ($\rho \geq 0.65$) con altre variabili (Tabella 5-1).

I dataset così ottenuti sono stati utilizzati per calibrare tre modelli di presenza/assenza utilizzando la tecnica di *machine learning* random forest (Breiman, 2001).

Le statistiche calcolate (Tabella 5-2) dimostrano la buona capacità predittiva dei modelli calibrati e che, dato l'elevato grado di sbilanciamento nel rapporto presenze/assenze, il criterio migliore per la classificazione della probabilità di presenza è la prevalenza, pari a 0.064 per *Z. marina*, 0.011 per *N. noltii* e 0.071 per *C. nodosa*.

Le tre specie di fanerogame marine presenti in laguna, essendo "marine" si trovano in aree con salinità simili a quelle del mare anche se, negli ambienti costieri di transizione, possono colonizzare zone salmastre in prossimità delle foci dei fiumi (in particolare *Zostera marina* e *Nanozostera noltii*). Difficilmente si trovano piante a profondità maggiori di 5-6 m.

Al fine di verificare il grado di accordo tra le relazioni con i parametri ambientali inclusi nei modelli e le conoscenze sulle specie indagate, sono state calcolate le previsioni di distribuzione per testare l'influenza delle condizioni abiotiche: le stime sono state eseguite calcolando la probabilità di presenza al variare di un singolo parametro ambientale, mentre gli altri sono stati fissati al valore medio per il bacino (Figura 5-3).

Il modello prevede che, per le condizioni medie dei parametri ambientali, in assenza di interazioni biotiche (per le praterie pure), ci sia una preferenza per acque ad alta salinità (meno forte per *N. noltii*), una debole preferenza per fondali sabbiosi (più marcata per *C. nodosa*), la preferenza per acque poco torbide, scarsa influenza della batimetria (che ha l'effetto di azzerare la probabilità di presenza al di sotto e al di sopra di una certa quota), preferenza per bassi tempi di residenza (meno forte per *N. noltii*) e acque più fredde (eccetto *N. noltii* non influenzata dalla temperatura, nonostante sia la specie con l'areale più sbilanciato verso le latitudini settentrionali).

Tabella 5-1. Tabella delle Correlazioni di Spearmann tra le variabili ambientali.

	sab	bathy	min.sal	max.sal	sal	min.temp	max.temp	temp	torb	dtemp	tres	trasp	espo	hydro
sab	1.00	-.16	.07	.31	.26	-.01	.09	-.06	-.39	-.18	-.55	-.16	-.15	.29
bathy	-.16	1.00	-.19	-.17	-.26	-.09	-.01	.00	.05	-.02	.53	1.00	1.00	-.74
min.sal	.07	-.19	1.00	.75	.88	-.26	.54	-.26	-.18	-.02	-.26	-.19	-.19	.17
max.sal	.31	-.17	.75	1.00	.92	.00	.74	.05	-.56	-.23	-.32	-.17	-.17	.17
sal	.26	-.26	.88	.92	1.00	-.07	.64	-.08	-.38	-.07	-.39	-.26	-.26	.22
min.temp	-.01	-.09	-.26	.00	-.07	1.00	.26	.93	-.05	.20	-.09	-.09	-.09	.03
max.temp	.09	-.01	.54	.74	.64	.26	1.00	.40	-.26	.01	-.04	-.01	-.01	-.01
temp	-.06	.00	-.26	.05	-.08	.93	.40	1.00	-.09	.19	.02	-.01	.00	-.06
torb	-.39	.05	-.18	-.56	-.38	-.05	-.26	-.09	1.00	.65	.25	.05	.05	-.16
dtemp	-.18	-.02	-.02	-.23	-.07	.20	.01	.19	.65	1.00	.09	-.02	-.02	-.13
tres	-.55	.53	-.26	-.32	-.39	-.09	-.04	.02	.25	.09	1.00	.52	.53	-.64
trasp	-.16	1.00	-.19	-.17	-.26	-.09	-.01	-.01	.05	-.02	.52	1.00	1.00	-.74
espo	-.15	1.00	-.19	-.17	-.26	-.09	-.01	.00	.05	-.02	.53	1.00	1.00	-.74
hydro	.29	-.74	.17	.17	.22	.03	-.01	-.06	-.16	-.13	-.64	-.74	-.74	1.00

Tabella 5-2. Statistiche utilizzate per la valutazione dei modelli, calcolate per i diversi dataset (cal: calibrazione; inner: validazione interna; val: validazione), utilizzando diverse soglie (0-5: prob. 0.5; MDT: minimized difference threshold; prev: prevalenza di presenze nel dataset; MST maximized sum threshold). Le statistiche sono: AUC, area sotto la curva ROC; PCC, percentuale di siti correttamente classificati; sens., sensitivity; spec., specificity.

	dataset	AUC	0-5				MDT			prev			MST		
			PCC	sens.	spec.	PCC	sens.	spec.	PCC	sens.	spec.	PCC	sens.	spec.	
<i>C. nodosa</i>	cal	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	1.00	0.95	1.00	1.00	1.00	
	inner '02	0.99	0.97	0.72	0.99	0.97	0.74	0.99	0.93	0.98	0.93	0.97	0.76	0.99	
	inner '03	0.99	0.97	0.72	0.99	0.97	0.74	0.99	0.93	0.98	0.93	0.97	0.76	0.99	
	inner '04	0.99	0.97	0.72	0.99	0.97	0.74	0.99	0.93	0.98	0.93	0.97	0.76	0.99	
	val '02	0.98	0.96	0.42	0.99	0.96	0.48	0.99	0.95	0.93	0.95	0.96	0.51	0.99	
	val '03	0.98	0.96	0.42	0.99	0.96	0.48	0.99	0.95	0.93	0.95	0.96	0.51	0.99	
	val '04	0.98	0.96	0.42	0.99	0.96	0.48	0.99	0.95	0.93	0.95	0.96	0.51	0.99	
<i>N. noltii</i>	cal	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.93	1.00	0.93	1.00	1.00	1.00	
	inner '02	0.98	0.99	0.41	1.00	0.99	0.41	1.00	0.88	0.94	0.88	0.99	0.41	1.00	
	inner '03	0.98	0.99	0.41	1.00	0.99	0.41	1.00	0.88	0.94	0.88	0.99	0.41	1.00	
	inner '04	0.98	0.99	0.41	1.00	0.99	0.41	1.00	0.88	0.94	0.88	0.99	0.41	1.00	
	val '02	0.92	0.98	0.04	1.00	0.98	0.03	1.00	0.84	0.91	0.84	0.98	0.03	1.00	
	val '03	0.92	0.98	0.04	1.00	0.98	0.03	1.00	0.84	0.91	0.84	0.98	0.03	1.00	
	val '04	0.92	0.98	0.04	1.00	0.98	0.03	1.00	0.84	0.91	0.84	0.98	0.03	1.00	
<i>Z. marina</i>	cal	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	1.00	0.94	1.00	1.00	1.00	
	inner '02	0.99	0.97	0.73	0.99	0.97	0.72	0.99	0.92	0.96	0.92	0.97	0.72	0.99	
	inner '03	0.99	0.97	0.73	0.99	0.97	0.72	0.99	0.92	0.96	0.92	0.97	0.72	0.99	
	inner '04	0.99	0.97	0.73	0.99	0.97	0.72	0.99	0.92	0.96	0.92	0.97	0.72	0.99	
	val '02	0.93	0.92	0.28	0.98	0.92	0.27	0.98	0.75	0.96	0.74	0.92	0.27	0.98	
	val '03	0.93	0.92	0.28	0.98	0.92	0.27	0.98	0.75	0.96	0.74	0.92	0.27	0.98	
	val '04	0.93	0.92	0.28	0.98	0.92	0.27	0.98	0.75	0.96	0.74	0.92	0.27	0.98	

5. Individuazione di habitat di interesse conservazionistico

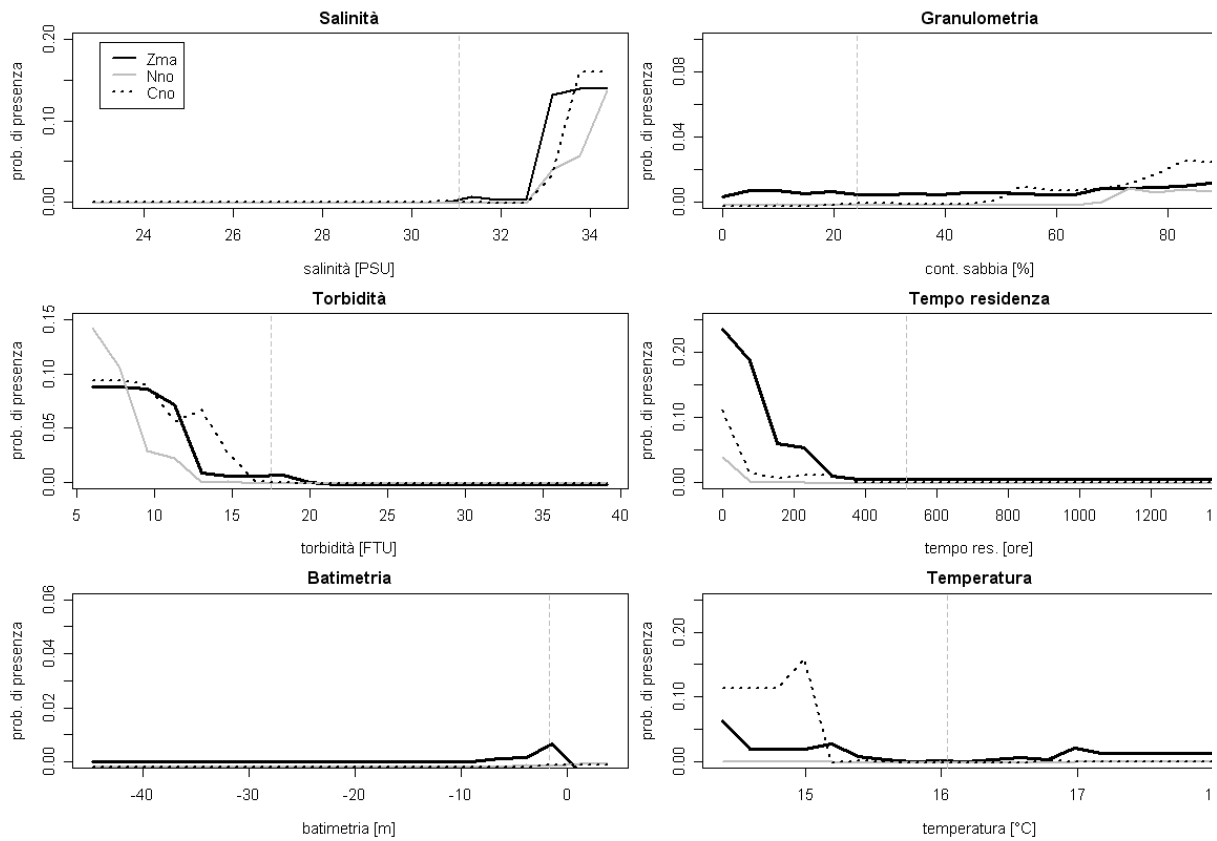


Figura 5-3. Curve di probabilità di presenza predetta dai modelli al variare dei parametri ambientali. Le stime sono state eseguite utilizzando le condizioni medie del bacino, cioè fissando gli altri parametri ambientali ai loro valori medi (rappresentati dalle linee verticali tratteggiate).

5.1.2.2 *Applicazione dei modelli di distribuzione*

I modelli di distribuzione calibrati sono stati applicati alle mappe dei parametri ambientali per il 2002, 2003 e 2004 per ottenere la previsione della distribuzione potenziale per *Z. marina* (Figura 5-4), *N. noltii* (Figura 5-5) e *C. nodosa* (Figura 5-6). Il confronto con le distribuzioni osservate conferma le buone capacità predittive dei modelli. È interessante notare come la strategia adottata (utilizzo dei dati dei tre anni per calibrare il modello) abbia permesso di cogliere anche la variabilità temporale delle singole specie (si veda ad esempio la distribuzione di *Z. marina* nel tempo), nonostante nel modello non sia inclusa nessuna componente legata alla dinamica delle popolazioni oggetto di studio.

In alcune zone il modello prevede la possibilità di presenza di fanerogame, ma nelle mappe di distribuzione non è presente la prateria: si veda ad esempio per *N. noltii* la zona prossima al canale di Ca' Roman nel 2002. Un caso di questo tipo non rappresenta necessariamente un fallimento del modello, dal momento che la previsione di presenza significa che in questo sito esistono le condizioni ambientali idonee alla presenza, che potrebbe non realizzarsi per diversi motivi, quali condizioni sfavorevoli di parametri non inclusi nel modello, competizione con altre specie (ad esempio in questa zona sono presenti *Z. marina* e *C. nodosa*), oppure a causa di altri disturbi.

Esistono invece altre aree, come per *N. noltii* a sud di Porto S. Leonardo nel 2002, dove il modello non rileva condizioni idonee alla presenza della specie ma dove questa è effettivamente presente. Questo può essere un errore del modello, ma potrebbe anche essere dovuto a particolari dinamiche delle praterie, cioè le fanerogame potrebbero essere ancora presenti nonostante le condizioni non siano più ideali al loro sviluppo. Nel caso dell'area presa ad esempio, infatti, è stata registrata una riduzione dell'estensione delle praterie di *N. noltii* negli anni successivi.

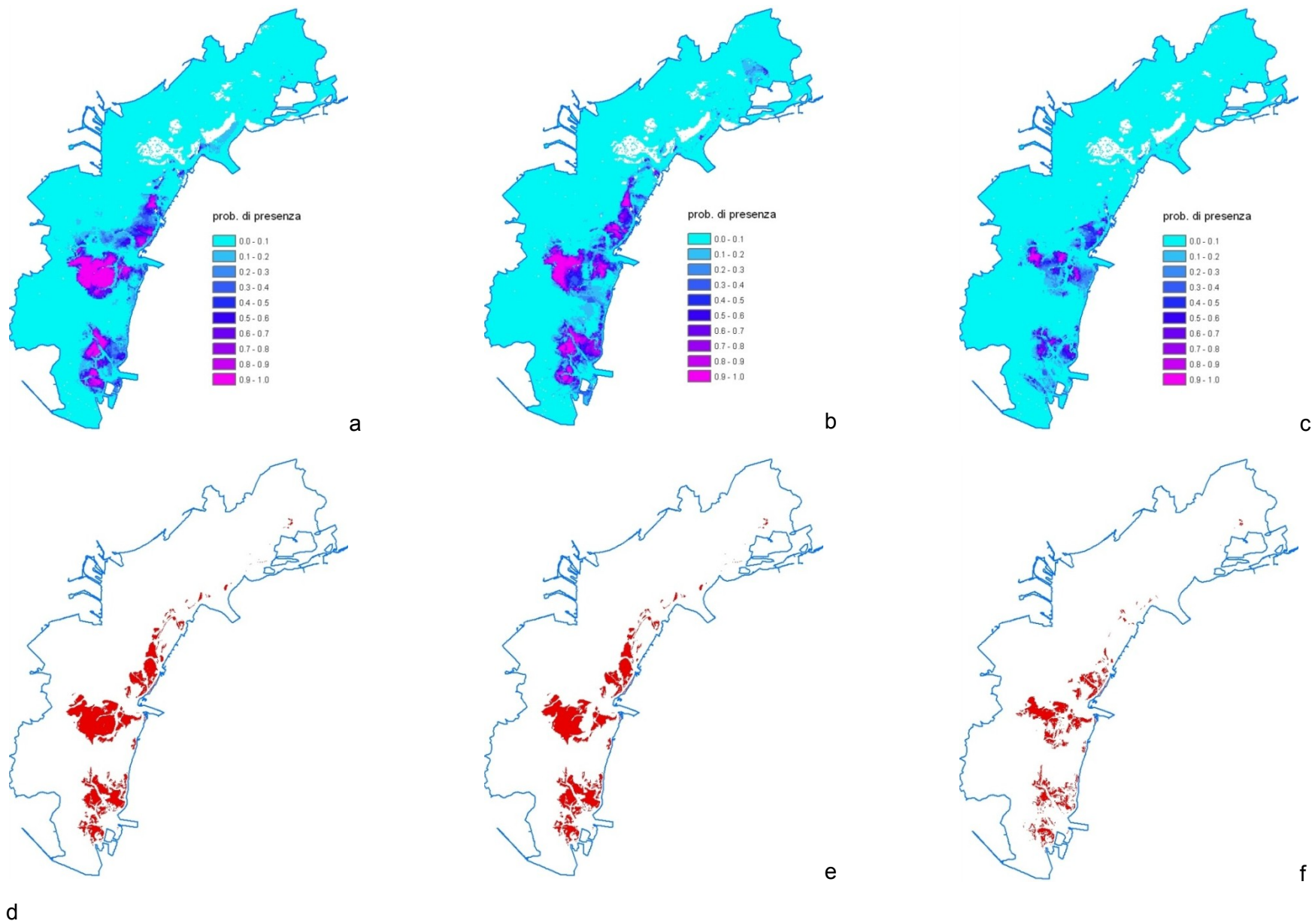


Figura 5-4. Distribuzione potenziale di *Z. marina*, per il 2002 (a); 2003 (b) e 2004 (c) e distribuzione osservata per il 2002 (d); 2003 (e) e 2004 (f).

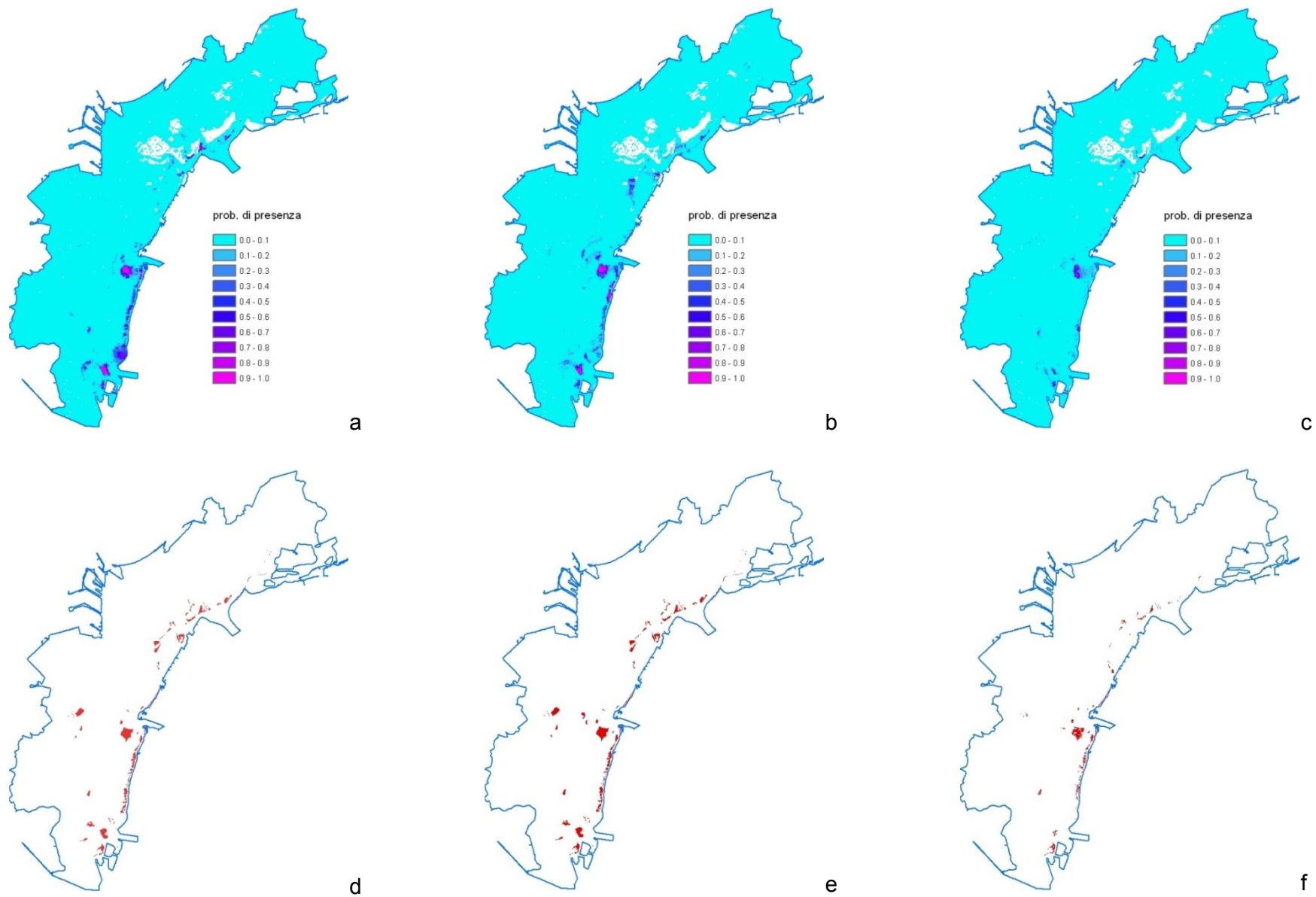


Figura 5-5. Distribuzione potenziale di *N. noltii*, per il 2002 (a); 2003 (b) e 2004 (c) e distribuzione osservata per il 2002 (d); 2003 (e) e 2004 (f).

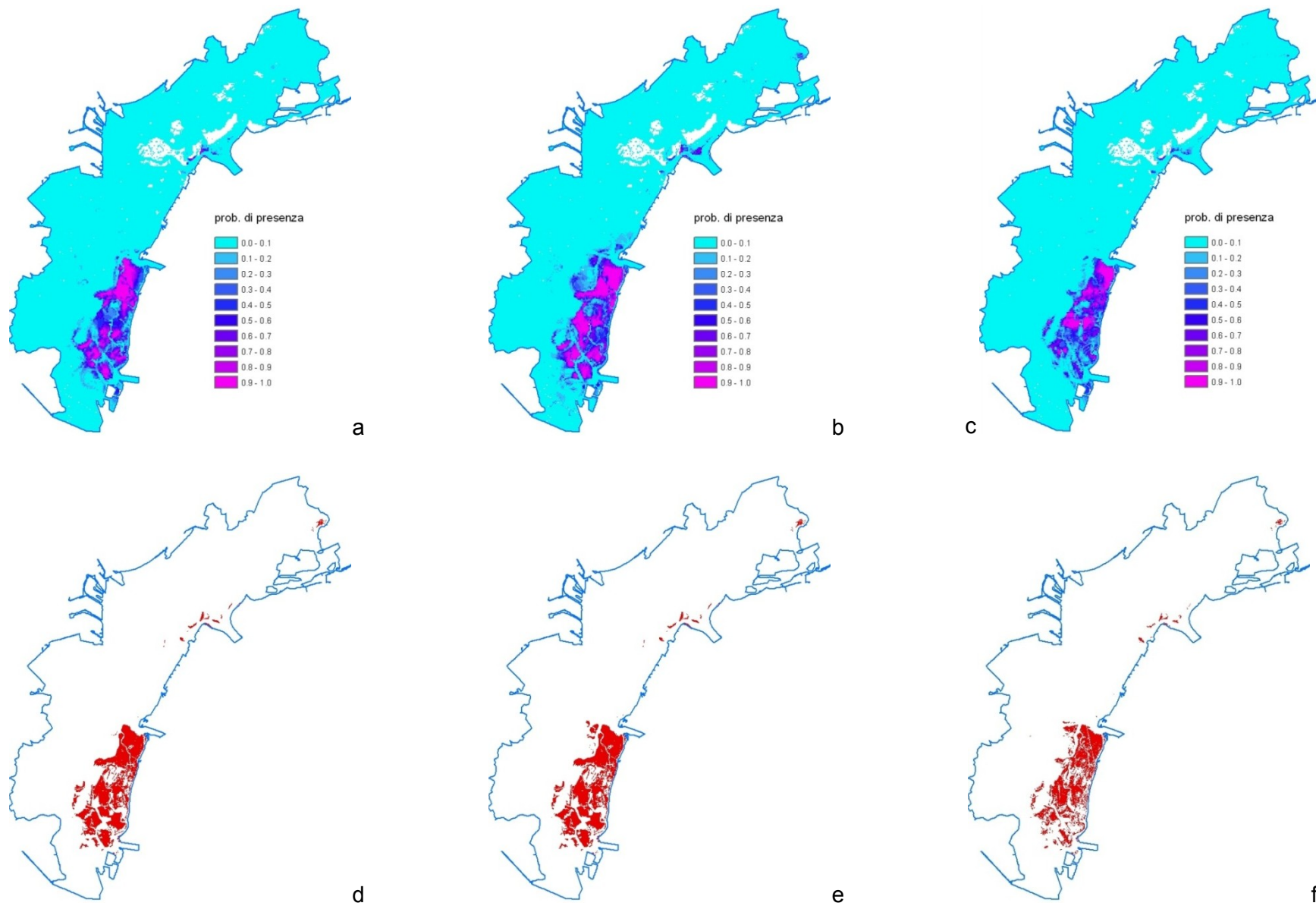


Figura 5-6. Distribuzione potenziale di *C. nodosa*, per il 2002 (a); 2003 (b) e 2004 (c) e distribuzione osservata per il 2002 (d); 2003 (e) e 2004 (f).

5.1.3 Discussione

L'utilizzo di informazioni bibliografiche, ricavate da Studi di monitoraggio sulla qualità dell'ambiente lagunare condotti per conto del Magistrato Alle Acque di Venezia (MAG.ACQUE – Selc, 2004), ha permesso di sviluppare dei modelli di distribuzione per le tre specie di fanerogame marine presenti in laguna di Venezia.

Le curve di risposta sembrano in accordo con le conoscenze sulle preferenze ecologiche delle tre specie, come si nota osservando, ad esempio, la curva della salinità, dove emergono le esigenze per le alte salinità di *C. nodosa* (Borum *et al.*, 2004), o la curva della granulometria, dove *C. nodosa* risulta quella maggiormente associata a sedimenti grossolani rispetto alle altre specie (Borum *et al.*, 2004). *N. noltii* è la specie meno sensibile alla variazione di torbidità, mentre *Z. marina* sembra quella maggiormente influenzata dai tempi di residenza.

In generale, però, queste curve costruite sulle condizioni medie del bacino sembrano piuttosto simili tra loro. Nonostante ciò, i modelli hanno mostrato una capacità eccellente di discriminare tra presenza e assenza delle specie (Tabella 5-2), che si traduce in una buona corrispondenza tra le distribuzioni osservate e quelle predette (Figura 5-4, Figura 5-5 e Figura 5-6), riuscendo a rappresentare anche la variabilità inter-annuale.

È da notare che i dati utilizzati per lo sviluppo di questo tipo di modelli sono sostanzialmente diversi rispetto agli altri casi di studio presentati in questo lavoro di tesi. Infatti, mentre nei precedenti casi sono state utilizzate informazioni sulla distribuzione delle specie puntuali, o limitate nello spazio, qui l'informazione di base è stata estratta da una descrizione completa della distribuzione delle specie in tre anni successivi. Questo ha permesso di calibrare efficacemente i modelli utilizzando solo una piccola porzione dei dati, che sono stati partizionati riservando il 30% dei quadrati di lato di 2 km disposti su una griglia regolare per la validazione dei modelli, e poi all'interno delle aree di calibrazione, attraverso un campionamento casuale, sono stati estratti solamente il 20% dei dati. La risoluzione originale delle mappe che descrivono la distribuzione delle fanerogame è superiore alle griglie 100x100 m usate in questo studio per la discretizzazione dell'informazione, ma la scelta della risoluzione è stata guidata tenendo conto della risoluzione delle mappe dei parametri ambientali. La rappresentazione spaziale dei modelli risulta accurata anche se non sono state incluse alcune variabili importanti, note per aver avuto un ruolo di rilievo nel determinare l'attuale distribuzione delle praterie a fanerogame marine. La mancanza di informazioni complete sull'erosione e l'approfondimento dei fondali e sulla sedimentazione e sulla risospensione dei fondali causata da azioni antropiche, come ad esempio il moto ondoso e la raccolta meccanizzata dei molluschi bivalvi, ha escluso dal modello quelli ritenuti

5. Individuazione di habitat di interesse conservazionistico

da alcuni autori i più importanti fattori di degrado degli habitat a prateria (Sfriso *et al.*, 2003; Sfriso *et al.*, 2005a, 2005b;).

6 discussione

6.1 Modelli di distribuzione dell'habitat negli ambienti di transizione

Nella presente ricerca sono stati sviluppati modelli di distribuzione dell'habitat per alcune specie di particolare importanza per gli ambienti di transizione. Sono stati affrontati casi di studio utili ad affrontare tematiche cruciali per la gestione di questi ecosistemi, come la pesca delle risorse che vivono negli ambienti di estuario, la pesca di specie marine, ma che dipendono dagli estuari per almeno una fase del loro ciclo vitale, e la tutela di specie di particolare interesse per la conservazione. In particolare i casi trattati sono relativi ad ambienti di transizione dell'Alto Adriatico.

Sebbene nella letteratura internazionale questi modelli siano applicati soprattutto ad organismi terrestri, esistono applicazioni anche in ambiente di transizione e costieri (Vincenzi *et al.*, 2006a, 2006b, 2007; Maes *et al.*, 2007; Nicolas *et al.*, 2007; Vinage *et al.*, 2008; Sundblad *et al.*, 2009). Le principali difficoltà sono legate all'elevata variabilità temporale che caratterizza questi ambienti, che in alcuni casi rende difficile individuare le distribuzioni spaziali. Attraverso lo sviluppo delle applicazioni proposte è stato dimostrato che è possibile sviluppare modelli di distribuzione dell'habitat per una serie di specie con caratteristiche molto diverse tra loro. Anche le caratteristiche dei dati utilizzati sono diverse tra gli esempi analizzati. Infatti, in alcuni casi, le informazioni (o almeno una parte dei dati) sono state collezionate appositamente per questa ricerca (*Crangon crangon* e *Platichthys flesus*), mentre per altre applicazioni (come ad esempio quelle relative alle fanerogame marine) sono stati utilizzati dati di letteratura. Di conseguenza è stato necessario adottare tecniche diverse per ogni caso di studio preso in esame. Questo testimonia che difficilmente si può affrontare lo sviluppo di questo tipo di modelli in maniera automatica, ma che bisogna scegliere le tecniche più adatte, o comunque personalizzare le procedure che portano allo sviluppo dei modelli. Quelli proposti sono semplici modelli empirici (Guisan e Thullier, 2005), ma per poterli sviluppare in maniera corretta devono essere basati su solide conoscenze ecologiche (Austin, 2002). Nonostante le differenze nella trattazione dei singoli casi di studio, e nonostante sia riconosciuto che non possano essere fornite procedure univoche per la scelta dei metodi migliori (Elith *et al.*, 2009), sono emersi degli elementi comuni che permettono di dettare alcune indicazioni generali.

1) Scelta delle variabili di risposta. In letteratura le scelte più comunemente adottate sono quelle di utilizzare informazioni di presenza/assenza o abbondanza delle specie di cui si deve studiare la distribuzione (Guisan e Thuiller, 2005), e sta diventando sempre più popolare l'utilizzo di informazioni di sola presenza per poter sfruttare le informazioni custodite nelle collezioni di storia naturale (Graham *et al.*, 2004). Nel caso delle specie lagunari trattate

nel corso della ricerca sono state adottate informazioni di presenza/assenza per la modellazione di specie "rare" (*P. flesus*) e per la modellazione della copertura di fanerogame marine, per cui non è disponibile una descrizione maggiormente dettagliata. In generale, però, è preferibile utilizzare una misura di abbondanza (densità) per sfruttare al meglio le informazioni sulle distribuzioni. I dati di abbondanza, infatti, contengono una quantità di informazioni superiore a quelli di presenza/assenza. Inoltre un modello che prevede la distribuzione dell'abbondanza permette non solo di discriminare tra aree occupate e aree non occupate, ma anche di inferire sulla qualità (*sensu* Morrison e Hall, 2002) delle zone di presenza. In realtà è stato dimostrato nel caso di studio dell'individuazione delle aree di nursery della passera in laguna di Venezia (par. 3.2), come sia possibile adattare le indicazioni di Bellier *et al.* (2007) e di Certain *et al.* (2007) per utilizzare la persistenza dell'utilizzo degli habitat come misura di qualità. I modelli calibrati sulla densità possono però presentare alcune difficoltà: nel caso delle risorse nectoniche queste difficoltà sono legate alla distribuzione sbilanciata dall'elevata presenza di zeri, che necessita un'opportuna trattazione statistica (Steffanson, 1996; Le Pape *et al.*, 2003). In alcuni casi la scelta della variabile di risposta può essere guidata dalle esigenze dei casi di studio. Per valutare la produttività delle aree in concessione per la venericoltura in laguna di Venezia (capitolo 4), ad esempio, è stata utilizzata come variabile di risposta la produzione annuale di vongola. Nel caso di specie di interesse conservazionistico, invece, sebbene l'informazione della distribuzione dell'abbondanza o della biomasse potrebbe offrire maggiori indizi sul ruolo degli habitat nel mantenere popolazioni vitali, anche la sola informazione di presenza/assenza può essere importante nell'individuare aree che necessitano tutela. La scelta di come rappresentare la distribuzione della specie oggetto di studio, comunque, non dipende solamente dalla "quantità" o dalla "qualità" dei dati a disposizione, ma può essere guidata da scelte più prettamente ecologiche. Ad esempio, nel caso del modello di distribuzione dell'orata (capitolo 3, par. 3.1) non è stata utilizzata come variabile di risposta la densità dei giovanili, ma si è deciso di rappresentare due diverse classi dimensionali, rappresentanti due fasi distinte dello sviluppo ontogenetico di questa specie, sulla base delle conoscenze delle loro diverse esigenze ecologiche. Quest'ultimo esempio conferma la correttezza delle indicazioni di Austin (2002), che raccomanda di costruire un solido modello concettuale prima della sviluppo del modello matematico di distribuzione. Infatti, nel caso dell'orata, se non fossero state prese in esame le conoscenze pregresse sull'autoecologia della specie, non sarebbe sorta la necessità di definire più classi dimensionali, rendendo probabilmente impossibile realizzare un modello di distribuzione generale soddisfacente.

2) Scelta dei predittori. Ovviamente la scelta delle variabili candidate all'inclusione nei modelli matematici deve essere fatta caso per caso, utilizzando al meglio la conoscenza sulle esigenze ecologiche sulle specie (Austin, 2002). Tuttavia, nei casi di studio affrontati sono

stati rilevati degli elementi ricorrenti. Nei casi classici di sviluppo e applicazione di modelli di distribuzione dell'habitat che si ritrovano in letteratura, la rappresentazione della distribuzione della specie oggetto di studio, delle variabili che ne influenzano i pattern spaziali e le mappe usate per l'applicazione del modello sono considerati stabili nel tempo (Guisan e Zimmerman, 2000), anche se sono emerse le esigenze di applicazioni più dinamiche (Guisan e Thuiller, 2005; Araujo e Guisan, 2006; Engler *et al.*, 2009). In ambienti dinamici come gli estuari e le lagune questa assunzione è generalmente troppo riduttiva, e le informazioni sull'evoluzione delle condizioni ambientali sono contenute nei dati dei parametri ambientali, se questi sono stati collezionati nel tempo. Di conseguenza tra i parametri ambientali presi in esame in questa ricerca si possono distinguere tra quelli considerati fissi e quelli considerati variabili nel tempo. Tra i primi ricadono sia quei parametri ritenuti costanti nel periodo di riferimento, come la granulometria del fondale, che altri parametri di cui si è utilizzata una rappresentazione sintetica, come quelli idrodinamici, per cui sono state utilizzate le informazioni medie di un ciclo di marea tipico. I parametri misurati in campo, invece, ricadono nella categoria di quelli variabili nel tempo. Nei casi di studio affrontati i parametri fissi hanno giocato un ruolo importante nello spiegare la distribuzione spaziale di alcune specie, come la granulometria per la produzione delle vongole e la distribuzione delle fanerogame, il fetch per *C. crangon*, o l'idrodinamismo per il seme di vongola e le fanerogame. I parametri variabili, invece, hanno un ruolo importante nel determinare l'evoluzione dell'utilizzo degli habitat. L'esempio più lampante è quello della temperatura, che determina la dinamica stagionale dell'idoneità dell'habitat per *S. aurata*, *C. crangon* e del seme di *R. philippinarum*. Altri parametri che variano nel tempo, come la salinità e la torbidità, agiscono in maniera più complessa nel determinare la dinamica spazio-temporale delle distribuzioni delle specie. Il fatto di considerare la variabilità temporale è uno dei fattori chiave che ha permesso di modellare con successo l'utilizzo degli habitat in ambiente di transizione. Se in alcune situazioni può essere sufficiente utilizzare dati ambientali che rappresentano le condizioni medie di un certo periodo, come ad esempio nel caso del modello della produzione potenziale di *R. philippinarum*, nel caso delle specie che mostrano un utilizzo dinamico degli habitat lagunari diventa fondamentale rappresentare correttamente la variabilità dei parametri ambientali. All'inizio degli anni 2000, alcuni autori invocavano la necessità di un "paradigm shift", che svincolasse i modelli di distribuzione dell'habitat dall'assunzione di rappresentare le esigenze delle specie in condizioni di equilibrio, al fine di poter sviluppare strumenti più dinamici (O'Connor, 2002). La comunità scientifica ha cercato di rispondere a queste esigenze concentrandosi sulla possibilità di applicare i modelli a scenari che rappresentano mutate condizioni ambientali, soprattutto in relazione ai previsti cambiamenti climatici (Guisan e Zimmerman, 2000; Thomas *et al.*, 2004; Araujo *et al.*, 2005a, 2005b; Araujo e Rahbek, 2006; Araujo e New, 2007; Lassalle *et al.*, 2008; Algar,

2009; Anderson *et al.*, 2009; Svenning *et al.*, 2009). La strategia adottata in questa tesi di sviluppare modelli di distribuzione utilizzando dati provenienti da campionamenti ripetuti nel tempo in un numero limitato di stazioni, potrebbe rappresentare la risposta più adatta per sviluppare modelli in ambienti caratterizzati da un'evoluzione delle condizioni ambientali rapida, come le lagune e gli estuari.

3) Scelta del della famiglia di modelli e valutazione dei modelli matematici sviluppati. Il tipo di modello da utilizzare dipende dalle caratteristiche del caso di studio e dalla struttura dei dati a disposizione. Il principio sempre valido è quello di selezionare i modelli più semplici e parsimoniosi possibili (Maggini *et al.*, 2006). A questo scopo è opportuno utilizzare i modelli lineari generalizzati (GLM), per cui sono disponibili delle robuste procedure di selezione della struttura (Johnson e Omland 2004; Rushton *et al.*, 2004; Greaves *et al.*, 2006; Whittingham *et al.*, 2006). In questo caso la difficoltà maggiore è quella di dover specificare a priori la forma delle risposte (Guisan *et al.*, 2002). Nel caso non ci sia abbastanza confidenza in questa procedura, allora possono essere utilizzate tecniche modellistiche più complesse. I modelli additivi generalizzati (GAM), ad esempio, permettono di mantenere una struttura del modello semplice come quella dei modelli lineari, lasciando all'algoritmo l'onere di stabilire la forma della risposta (Wood, 2006). In realtà, comunque, è necessario essere sufficientemente confidenti sul dataset a disposizione e fare delle assunzioni per imporre dei vincoli nella procedura di calibrazione. In caso siano disponibili un gran numero di osservazioni, o si disponga di una rappresentazione continua della distribuzione (come nel caso della produzione di *R. philippinarum* e delle tre specie di fanerogame marine), allora si può ricorrere alle tecniche di *machine learning* o *statistical learning* (Hastie *et al.*, 2002), che si sono dimostrate estremamente accurate nelle previsioni dei modelli di distribuzione dell'habitat (Prasad *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008; Elith e Graham, 2009). La valutazione dei modelli è indipendente dalla tecnica utilizzata, ma dipende dalla variabile di risposta del modello, e deve essere rigorosa dal punto di vista statistico (Elith *et al.*, 2002; Vaughan e Omerod, 2003; Barry e Elith, 2006; Jimenez Valverde *et al.*, 2008), ma incentrarsi soprattutto sull'interpretazione ecologica (Austin, 2002; Guisan e Thuiller, 2005; Austin *et al.*, 2006; Araujo e Guisan, 2006).

4) Scelta delle proiezioni del modello. La scala spaziale e temporale della proiezione del modello dipendono, ovviamente, dalle finalità della ricerca. Nei casi di studio esaminati sono state affrontate due diverse tipologie di applicazioni, una volta a ricreare la situazione media di un certo periodo e l'altra per ricostruire l'evoluzione di una situazione dinamica. Per quanto riguarda la prima opzione bisogna sottolineare che il problema non è così banale come sembra. Negli ambienti di transizione, caratterizzati da un'elevata variabilità dei parametri ambientali, anche l'utilizzo dell'habitat può risultare estremamente dinamico, soprattutto per le specie mobili (Power *et al.*, 2000). In quest'ottica l'utilizzo medio dell'habitat non può

essere rappresentato dall'applicazione dei modelli sulle condizioni ambientali medie, ma è più opportuno calcolare le previsioni per l'intero periodo e poi ricavarne la situazione media. In questo modo si riesce a caratterizzare la variabilità temporale associata alla distribuzione spaziale di una specie, oltre a alla descrizione dei pattern spaziali (Bellier *et al.*, 2007; Certain *et al.*, 2007). Sebbene la proiezione dei modelli in scenari futuri sia un aspetto critico che deve essere ben valutato (Araujo *et al.*, 2005a, 2005b), la possibilità di esplorare effetti di cambiamenti di varia natura è sicuramente un aspetto importante di questo tipo di applicazioni. Nei casi sviluppati nel corso di questa ricerca non sono stati utilizzate le previsioni di cambiamento nei parametri ambientali. Tuttavia, ipotizzando di poter accoppiare i modelli sviluppati con strumenti in grado di prevedere l'evoluzione delle condizioni chimico-fisiche, sarebbe possibile proiettare nel futuro l'utilizzo dell'habitat delle specie studiate, per testare l'effetto di diverse politiche gestionali.

6.2 Implicazioni per la gestione

L'attività modellistica intrapresa in questa ricerca è stata condotta al fine di sviluppare un insieme di strumenti che potessero avere impiego nella gestione delle risorse lagunari. L'utilità dei modelli sviluppati è chiara se si considera la necessità di svolgere un'attività di regolamentazione dell'utilizzo delle risorse naturali attraverso la gestione degli habitat. In particolare sono stati affrontati tre aspetti di cui i gestori devono occuparsi. Il primo è quello dell'utilizzo di habitat lagunari come aree di nursery da parte di alcune specie nectoniche migratrici (Beck *et al.*, 2003). In questo caso nell'ottica di tutelare risorse che sono sfruttate dalla pesca in mare, ma soprattutto nell'ottica di salvaguardare una delle funzionalità ecologiche peculiari degli ambienti di transizione (Able, 2005), i responsabili della gestione devono assicurare il mantenimento di questi habitat. Nel caso della laguna di Venezia, limitatamente alle specie considerate, gli habitat favorevoli a questa funzionalità sono concentrati in aree di gronda, ad elevato confinamento, soprattutto nel sottobacino settentrionale (vedi Figura 6-1a). L'indicazione di massima, quindi, è quella di tutelare gli habitat a barena e le piane fangose associate, o, volendo incrementare la potenziale funzionalità di nursery della laguna, cercare di ripristinare queste condizioni anche negli altri sottobacini lagunari.

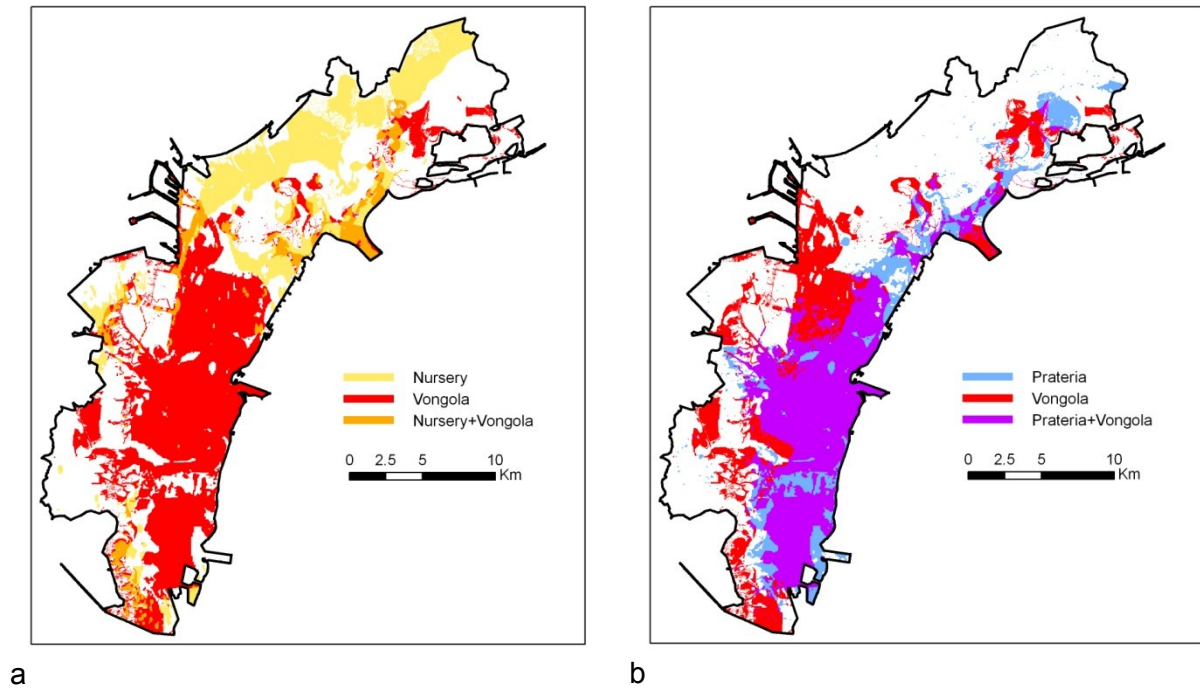


Figura 6-1. Sovrapposizione delle aree importanti come nursery e per lo sfruttamento della vongola(a) e delle aree vocate alla presenza di praterie di fanerogame marine e importanti per lo sfruttamento della vongola(b)

Un secondo aspetto discusso è quello della distribuzione di habitat di particolare interesse per la conservazione della biodiversità. Questa problematica è stata affrontata attraverso la modellazione della distribuzione delle tre specie di fanerogame marine presenti in laguna di Venezia. L'area idonea alla presenza di queste specie è in larga parte sovrapposta con la loro attuale distribuzione, anche se esistono aree non occupate da praterie marine predette come idonee dai modelli, come è evidente dal confronto della Figura 6-1b con quelle delle distribuzioni delle praterie (Figura 5-1). Questi habitat devono essere ovviamente tutelati, sia proteggendo le attuali praterie, che preservando le condizioni favorevoli al loro insediamento nelle aree non occupate. Questo secondo punto è importante per consentire lo "spostamento" o l'espansione delle attuali praterie.

La terza problematica affrontata è quella della pesca, studiata attraverso l'indagine della distribuzione delle aree importanti per la vongola. È stato mostrato che esistono molte aree che presentano condizioni idonee per funzionare da nursery per *R. philippinarum*, e che quindi, qualora si verificassero delle modifiche nella localizzazione degli stock dei riproduttori (ad esempio attraverso la modifica delle aree in concessione per l'allevamento), o si modificassero i meccanismi di trasporto delle larve (cambiamento dei pattern di circolazione), le aree di concentrazione del seme potrebbero trovarsi in zone diverse da quelle attuali. Questo significa che l'approvvigionamento del seme selvatico, che rappresenta un elemento chiave per il completamento della transizione alla venericoltura (G.R.A.L., 2006, 2009;

Provincia di Venezia, 2009), non potrà essere relegato in una zona fissa, ma andranno ideate di volta in volta campagne di raccolta specifiche, progettate sulla base di un monitoraggio della risorsa. Il modello della distribuzione della produzione potenziale, invece, ha permesso di fornire una valutazione della produttività delle aree in concessione per la venericoltura. Tale valutazione è stata fatta in maniera comparativa, confrontando le produzioni potenziali dell'allevamento nelle aree in concessione al 2007 con quelle previste per il 2012, in seguito al rimodellamento delle aree fornite dal G.R.A.L. (2009).

Se la gestione della funzionalità di nursery o delle aree importanti dal punto di vista conservazionistico avviene soprattutto attraverso la tutela o il ripristino degli habitat, la gestione della risorsa vongola, avviene regolamentando un'attività produttiva che può generare possibili impatti sulle condizioni ambientali (Provincia di Venezia, 2000, 2009; Pranovi *et al.*, 2003; Badino *et al.*, 2004; Boatto e Pellizzato, 2005; Sfriso, 2005a, 2005b). In quest'ottica la gestione di questi tipi diversi di risorse e funzionalità degli ambienti lagunari possono entrare in conflitto. I modelli sviluppati in questo progetto di ricerca sono stati ideati per essere pensati come un unico pacchetto di strumenti che possono essere applicati in maniera integrata. Le specie analizzate non sono ovviamente rappresentative della complessità associata alle comunità che popolano gli ambienti di transizione dell'Adriatico settentrionale, tuttavia l'uso integrato dei modelli sviluppati permette di evidenziare i vantaggi, dal punto di vista gestionale, di avere a disposizione strumenti che quantificano le relazioni specie-ambiente per un certo numero di specie. Ad esempio la sovrapposizione della distribuzione delle aree importanti come nursery, delle aree a potenziale presenza di fanerogame marine e delle aree importanti per l'attività di venericoltura (Figura 6-1) evidenzia la presenza di alcuni elementi di criticità. Le aree di nursery per le specie prese in esame e le aree importanti per la vongola sembrano scarsamente sovrapposte, se non in alcune aree particolari. Tra queste, la più importante sembra essere la fascia posta di fronte all'area industriale, che rappresenta una potenziale nursery per le specie considerate e anche per altre specie ittiche (Franzoi *et al.*, 2005), ma che costituisce anche la più importante area per il reperimento del seme selvatico di *R. philippinarum* (G.R.A.L., 2009). Inoltre in quest'area è prevista la prima fase di intervento all'interno del Sito di Interesse Nazionale di Venezia – Porto Marghera (Decreto del Ministero dell'Ambiente 23 febbraio 2000). La distribuzione della vongola e la funzione di nursery in questa zona sono di particolare interesse, dal momento che tra gli obiettivi dichiarati dell'intervento è esplicitamente citato: "la restituzione agli usi legittimi, fra cui vanno annoverati in primis quelli legati alla pesca tradizionale e di *T. philippinarum*." (Mag. Acque – Mantovani – Thetis, 2008). Il confronto della distribuzione delle aree importanti per la venericoltura con le aree potenzialmente occupate dalle fanerogame marine, invece, mostra maggiori problematiche, a causa dell'ampia sovrapposizione. Tralasciando la sovrapposizione delle aree idonee al

seme e alle piante, a causa dell'incertezza delle previsioni di cui si è parlato nel capitolo 4, e del fatto che la tutela delle praterie rappresenta una priorità rispetto alla raccolta del seme, rimane evidente il potenziale conflitto tra gli habitat vocati alle praterie e le aree ad elevata produzione potenziale per l'allevamento. Nel bacino centrale e meridionale, infatti, queste aree confinano l'una con l'altra, dove non sono sovrapposte. In quest'ottica gli strumenti sviluppati possono rappresentare un importante supporto nel processo di rimodellamento delle aree in concessione, che come è stato stabilito dagli organi responsabili della gestione (Provincia di Venezia, 2009), deve essere fatta rispettando le aree a praterie, particolarmente sensibili agli impatti della raccolta delle vongole (Sfriso *et al.*, 2005a, 2005b).

Si deve sottolineare, però, che l'integrazione qui proposta costituisce solamente una rappresentazione statica della situazione media, ma che gli strumenti sviluppati sono stati ideati per poter essere utilizzati in maniera dinamica (Goodchild, 2002). Questa caratteristica è importante perché permette, innanzitutto di tener conto anche della variabilità temporale (ad esempio a scala stagionale o annuale) della distribuzione degli habitat, ma soprattutto di valutare le potenziali evoluzioni della distribuzione degli habitat in funzione a cambiamenti ambientali, naturali o indotti dall'uomo.

6. Discussione

7 Bibliografía

- Able K. A., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 64: 5-17.
- Able K. W., Neuman M. J., Wennhage H., 2005. Ecology of juvenile and adult stages of flatfishes: distribution and dynamics of habitat associations. In: Gibson, R.N. (Ed.), *Flatfishes: Biology and Exploitation*. Blackwell Science, Oxford, pp. 164–184.
- Aguilar-Manjarrez J., Ross L. G., 1995. Geographical information system (GIS) environmental models for aquaculture development in Sinaloa state, Mexico. *Aquaculture International*, 3:103–115.
- Airoldi L, Balata D, Beck M. 2008. The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 8-15.
- Akaike H., 1974. A new look at the statistical-model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19: 716–723.
- Algar A. A. 2009. Predicting the future of species diversity: macroecological theory, climate change, and direct tests of alternative forecasting methods. *Ecography*, 32: 22-33.
- Allouche O., Tsoar A., Kadmon R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43, 1223-1232.
- Amezcuca F., Nash R.D.M., 2001. Distribution of the order Pleuronectiformes in relation to the sediment type in the North Irish Sea. *Journal of Sea Research* 45, 293-301.
- Andersen A.K., Schou J., Sparrevohn C.R.N., Støttrup J.G., 2005. The quality of release habitat for reared juvenile flounder, *Platichthys flesus*, with respect to salinity and depth. *Fisheries Management and Ecology* 2, 211-219.
- Anderson B.J., Arroyo B.E., Collingham Y.C., Etheridge B., Fernandez-De-Simon, J., Gillings, S., Gregory, R.D., Leckie, F.M., Sim, I.M.W., Thomas, C.D., Travis, J., and Redpath, S. M. 2009. Using distribution models to test alternative hypotheses about a species' environmental limits and recovery prospects. *Biological Conservation*, 142: 488-499,.
- Araújo M.B., Guisan A., 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33, 1667-1688.
- Araujo M.B., Pearson R.G.. 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*, 28:693-695
- Araujo M.B., Rahbek C. 2006. How Does Climate Change Affect Biodiversity? *Science*, 313: 1396-1397.
- Araujo M.B., Whittaker R.J., Ladle R.J., Erhard M. 2005b. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 529-538,.
- Araújo M.B., Thuiller W., Pearson R.G., 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712-1728
- Araujo, M.B., New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22: 42-47,.

7. Bibliografia

- Arnold W.S., Hitchcock G.L., Frischer M.E., Wanninkhof R., Sheng Y.P.. 2005. Dispersal of an introduced larval cohort in a coastal lagoon. *Limnology and Oceanography*, 50: 587-597.
- Attrill M.J., Power M., Thomas, R.M. 1999. Modelling estuarine Crustacea population fluctuations in response to physico-chemical trends. *Marine Ecology Progress Series*, 178: 89-99
- Austin M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modelling*, 157: 101-118.
- Austin M. P., Belbin L., Meyers M.D., Luoto D.M. 2006. Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological modelling*, 199: 197-216.
- Austin M. P., Meyers J. A.. 1996. Current approaches to modelling the environmental niche of eucalypts: implication for management of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 85:95-106.
- Badino G., Bona F., Maffiotti A., Giovanardi O., Pranovi F., 2004. Impact of mechanical clam harvesting on benthic habitat: an evaluation by means of Sediment Profile Imaging. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 59-67.
- Barbosa A, Real R, Mario Vargas J. 2009. Transferability of environmental favourability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecological Modelling* 220: 747-754.
- Barry S, Elith J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Ecological Applications*. 43: 413-423.
- Barry S.C., Welsh A.H. 2002. Generalized additive modelling and zero inflated count data. *Ecological modelling* 157: 179-188.
- Baselga A., Araujo M.B. 2009. Individualistic vs community modelling of species distributions under climate change. *Ecography*, 32, 55-65.
- Beck M.W., Heck J.K., Able K., Childers D., Eggleston D., Gillanders B.M., Halpern B., Hays C., Hoshino K., Minello T., Orth R., Sheridan P., Weinstein M. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51: 633-641.
- Beck M.W., Heck K., Able K.W., Childers D.L., Eggleston D.B., Gillanders B.M., Halpern B.H., Hays C.G., Hoshino K., Minello T.J., Orth R.J., Sheridan P.F., Weinstein M.P. 2003. The Role of Nearshore Ecosystems as Fish and Shellfish Nurseries. *Issue.in Ecology* 11: 12.
- Bellier E., Planque B., Petitgas P., 2007. Historical fluctuations in spawning location of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in the Bay of Biscay during 1967-73 and 2000-2004. *Fisheries Oceanography* 16, 1-15.
- Benaka L.R. 1999. *Fish Habitat: Essential fish habitat and rehabilitation*. Bethesda, Maryland: American Fishery Society.
- Bergmann M, Hinz H, Blyth R.E., Kaiser M.J., Rogers S.I., Armstrong M. 2004. Using knowledge from fishers and fisheries scientists to identify possible groundfish 'Essential Fish Habitats'. *Fisheries Research* 66: 373-379.
- Best B.D., Halpin P.N., Fujioka E., Read A.J., Qian S.S., Hazen L.J., Schick R.S. 2007. Geospatial web services within a scientific workflow: Predicting marine mammal habitats in a dynamic environment. *Ecological Informatics* 2, 210-223
- Bevilacqua P., 1998. Venezia e la acque. Una metafora planetaria. Donzelli Editore., 176 pp.

7. Bibliografia

- Bilgin S, Ozen O, Ates A. 2008. Spatial and temporal variation of *Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans*, and *Crangon crangon* (Decapoda: Caridea) in the southern Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 671-678.
- Blaber, S.J.M., Blaber, T.G., 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology* 17, 143-162.
- Boatto V., Pellizzato M., (eds.), 2005. La filiera di *Tapes philippinarum* in Italia. Edizioni Franco Angeli.
- Boesh D.F., Turner R.E., 1984. Dependence of fishery species on salt marshes: the role of food and refuge. *Estuaries*, 7, 460–468
- Borum, J., C.M. Duarte, D. Krause-Jensen and T.M. Greve, 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. M&MS Project Publication, September 2004, 88 pp.
- Bos a, Bouma T, Dekort G, Vankatwijk M. 2007. Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 344-348.
- Bos, A. R., Thiel, R., 2006. Influence of salinity on the migration of postlarval and juvenile flounder *Pleuronectes flesus* L. in a gradient experiment. *Journal of Fish Biology* 68, 1411–1420.
- Bovee K., Newcomb T. J., Coon T. G., 1994. Relations between habitat variability and population dynamics of bass in the Huron River, Michigan. National Biological Survey Biological Report 21. 63 pp.
- Bovee K., Zuboy J.R., (Eds.), 1988 – Proceedings of a workshop on the development and evaluation of habitat suitability criteria. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report, 88 (11), 407 pp.
- Brath A., Gonella M., Polo P., Tondello M., 2000. Analisi della circolazione idrica nella Sacca di Goro mediante modello matematico. *Studi Costieri* 2, 105–122.
- Breiman L. 2001. Statistical Modeling: The Two Cultures. *Statistical Science* 16: 199-215.
- Bressan M., Barichello B., Gatto T., Pellizzato M., 2002. Utilizzo di substrati artificiali per monitorare l'insediamento larvale di molluschi bivalvi nella laguna di Venezia, *Lavori – Società Veneziana di Scienze Naturali*, 27: 33-46.
- Buckley LB, Roughgarden J. 2004. Biodiversity conservation: Effects of changes in climate and land use. *Nature* 430.
- Buia M., Marzocchi M., 1995. Dinamica dei sistemi a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii* nel Mediterraneo. *Giornale Botanico Italiano*, 129: 319-226.
- Bullini L., Pignatti S., Virzo de Santo, A. 1998. Ecologia generale. Utet, Bologna.
- Bulnheim H.P., Schwenzer D.E. 1993. Zur Populationsgenetik von *Crangon crangon* und *C. allmanni* (Crustacea, Decapoda) im Bereich der europäischen Küsten. *Zoologische Jahrbücher. Abteilung für allgemeine Zoologie und Physiologie der Tiere* 97:327-347.
- Burnside N.G., Smith R F., Waite S. 2002. Habitat suitability modelling for calcareous grassland restoration on the South Downs United Kingdom. *Journal of Environmental Management*. 65: 209-221.
- Buse J, Schroder B, Assmann T. 2007. Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle - A case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation* 137: 372-381.

7. Bibliografia

- Caberlotto S., Pellizzato M., Bressan M., 2003. A successful method of collecting Manila clam (*Tapes philippinarum*) spat in the Venice Lagoon, *Biologia Marina Mediterranea*, 10: 415-417.
- Cabral H.N., Vasconcelos R., Vinagre C., França, S., Fonseca V., Maia A., Reis-Santos P., Lopes M., Ruano M., Campos J., Freitas V., Santos P.T., Costa M.J., 2007. Relative importance of estuarine flatfish nurseries along the Portuguese coast. *Journal of Sea Research* 57, 209-217.
- Cade B., Terrell, Schroeder R. L., 1999. Estimating effects of limiting factors with regression quantiles. *Ecology*: 80: 311-323.
- Cade B.S., Noon B.R., Flather C.H. 2005. Quantile regression reveals hidden bias and uncertainty in habitat models. *Ecology* 86: 786-800.
- Cade B.S., Noon B.R. 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 412-420.
- Cade B.S., Richards J.D. 2005. A Permutation Test for Quantile Regression. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 11: 106-126.
- Campos J, Freitas V, Pedrosa C, Guillot R, van der Veer HW. 2009. Latitudinal variation in growth of *Crangon crangon* (L.): Does counter-gradient growth compensation occur? *Journal of Sea Research* 62: 229-237.
- Campos J, Van Der Veer HW., 2008. Autecology of *Crangon crangon* (L.) with an emphasis on latitudinal trends. *Oceanography and Marine Biology* 46: 65-104
- Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi A. F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L., 1992. Distribuzione delle fanerogame marine (*Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch.) in laguna di Venezia. *Lavori – Società Veneziana di Scienze Naturali*, 17: 137-150.
- Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi A. F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L., 1990. Cartografia della distribuzione delle fanerogame marine nella laguna di Venezia. *Giornale Botanico Italiano*, 124, 212.
- Carl J. D., Sparrevohn C. R., Nicolajsen, H., and Stottrup, J. G., 2008, Substratum selection by juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.): effect of ephemeral filamentous macroalgae: *Journal of Fish Biology* 72, 2570-2578.
- Carpentier, A., Vaz, S., Martin, C. S., Coppin, F., Dauvin, J.- C., Desroy, N., Dewarumez, J.-M., Eastwood, P. D., Ernande, B., Harrop, S., Kemp, Z., Koubbi, P., Leader-Williams, N., Lefèbvre, A., Lemoine, M., Loots, C., Meaden, G. J., Ryan, N., Walkey, M., 2005. *Eastern Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management (CHARM), Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale, INTERREG IIIA*, 225 pp.
- Cataldi E., Cataudella, S., Monaco, G., Rossi, A., Tancioni, L. 1987. A study of the histology and morphology of the digestive tract of the sea bream, *Sparus aurata*. *Journal of Fish Biology*, 30: 135-145.
- Cattrijsse A., Dankwa H. R, Mees J. 1997. Nursery function of an estuarine tidal marsh for the brown shrimp *Crangon crangon*. *Journal of Sea Research* 38: 109-121.
- Certain, G., Bellier, E., Planque, B., and Bretagnolle, V., 2007, Characterising the temporal variability of the spatial distribution of animals: an application to seabirds at sea: *Ecography* 30: 695-708.
- Cesari P., Pellizzato M., 1985. Molluschi pervenuti in laguna di Venezia per apporti volontari o casuali. Acclimazione di *Saccostrea commercialis* (Iredale & Roughely,

7. Bibliografía

- 1933) e di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). *Bolettino Malacologico*, 21: 237-274.
- Chícharo L, Chícharo M. 2001. A juvenile recruitment prediction model for *Ruditapes decussatus* (L.) (Bivalvia: Mollusca). *Fisheries Research* 53: 219-233.
- Cigarría J, Fernández JM. 2000. Management of Manila clam beds: I. Influence of seed size, type of substratum and protection on initial mortality. *Aquaculture* 182: 173-182.
- Coffaro, G. and M. Bocci, 1997. Resources competition between *Ulva rigida* and *Zostera marina*: a quantitative approach applied to the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling* 102: 81-95.
- Costa M. J., Pestana C. M., Pereira C. D., Jorge F. M., Silva G. C., Salgado J. P., Costa J. L., Gordo L. S., 1997. Monitorização ambiental da construção da Ponte Vasco da Gama. Bentos/Macroinvertebrados acuáticos e Ictiofauna. Departamento de zoologia e Antropologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal: 1-78.
- Costanza R, D'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Cucco A, Umgiesser G, Ferrarin C, Perilli A, Canu DM, Solidoro C. 2009. Eulerian and lagrangian transport time scales of a tidal active coastal basin. *Ecological Modelling*, 220: 913-922.
- Cucco, A., Umgiesser, G., 2006. Modeling the Venice Lagoon residence time. *Ecological modelling* 193: 34-51.
- Curiel D., Bellato A., Rismondo A., Marzocchi M., 1996a. Sexual reproduction of *Zostera noltii* Hornemann in the lagoon of Venice (Italy, North Adriatic). *Aquatic Botany*, 22: 313-318.
- Curiel D., Bellemo G., Iuri M., Marzocchi M., Scattolin M., 1999. First report of the genus *Sorocarpus* Pringsheim (Fucophyceae, Ectocarpaceae) in the Mediterranean. *Botanica Marina*, 42: 7-10.
- Curiel D., Bellemo G., Marzocchi M., Iuri M., 1997. Il macrobenthos algale di superficie e di profondità dei moli foranei della laguna di Venezia. *Biologia Marina Mediterranea*, 4: 44-50.
- Curiel, D., Rismondo, A., 2006, Le fanerogame: rilievo aggiornato del 2002. In: Guerzoni, S., Tagliapietra, D., (Eds) Atlante della laguna, Venezia tra terra e mare. Marsilio Editori, Venice, pp.128-129.
- Cyrus, D.P., Blaber, S.J.M., 1987. The influence of turbidity on juvenile marine fish in the estuaries of Natal, South Africa. *Continental Shelf Research*, 7: 1411-1416.
- Da Sylva D. P., 1975. Nektonic food webs in estuarines. In: Cronin, L.E. (ed.), Estuarine Research, Vol 1. Academic Press, New York: 420-447.
- Dang C., Sauriau P., Savoye N., Caill-Milly N., Martinez P., Millaret C., Haure J., de Montaudouin X. 2009. Determination of diet in Manila clams by spatial analysis of stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 387: 167-177.
- De Jonge V.N, De Jong D.J. 1992. Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Institute for Sea Research Publ*, 20: 161-176.
- De la Cruz M. 2008. Metodos para analizar datos puntuales. In: Introduccion al Analisis Espacial de Datos en Ecologia y Ciencias Ambientales: Metodos y Aplicaciones (eds. Maestre, F. T., Escudero, A. y Bonet, A.), pp 76-127. Asociación Espanola de Ecologia

7. Bibliografía

- Terrestre, Universidad Rey Juan Carlos y Caja de Ahorros del Mediterraneo, Madrid. ISBN: 978-84-9849-308-5
- Deegan L.A. , Finn J.T., Ayvazian S.G. , Ryder-Kieffer C.A., Buonaccorsi J. 1997. Development and validation of an Estuarine Biotic Integrity Index. *Estuaries*, 20: 601-617.
- Dennison, W.C., 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquatic Botany*, 27: 15-26.
- Devauchelle, 1990. Sviluppo sessuale e maturità di *Tapes philippinarum*, in: *Tapes philippinarum: biologia e sperimentazione*, E.S.A.V., pp. 49 - 62.
- Dodson SI, Allen TF, Carpenter SR, Ives AR, Jeanne RL, Kitchell JF, Langston NE, Turner MG. 1998. *Ecology*. Oxford University Press, USA.
- Dolbeth, M., Martinho, F., Viegas, I., Cabral, H., Pardal, M.A., 2008. Estuarine production of resident and nursery fish species: Conditioning by drought events? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 51-60.
- Dominguez-Dominguez O., Martinez-Meyer E., Zambrano L., De Leon G. P., 2006. Using Ecological-Niche Modeling as a Conservation Tool for Freshwater Species: Live-Bearing Fishes in Central Mexico. *Conservation Biology* 20: 1730-1739.
- Drew, E.A., 1978. Factors affecting photosynthesis and its seasonal variation in the seagrasses *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers, and *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31: 173-194.
- Duarte, C.M., 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany* 40: 363-377.
- Eastwood P.D., Meaden G.J., Grioche A. 2001. Modelling spatial variations in spawning habitat suitability for the sole *Solea solea* using regression quantiles and GIS procedures. *Marine Ecology Progress Series*, 224: 251-266.
- Eastwood, P.D.; Meaden, G.J.; Carpentier, A.; Rogers, S.I., 2003. Estimating limits to the spatial extent and suitability of sole (*Solea solea*) nursery grounds in the Dover Strait. *Journal of Sea Research*, 50: 151-165.
- Efron B., Tibshirani R. 1997. Improvements on cross-validation: The. 632+ bootstrap method. *Journal of the American Statistical Association*, 92: 548–560.
- Ekebom, J., Laihonon, P., Suominen, T., 2003. A GIS-based step-wise procedure for assessing physical exposure in fragmented archipelagos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 887–898.
- Elbal, M. T., Garcia-Hernandez, M. T., Lozano, M. T., Agulleiro, B. 2004. Development of the digestive tract of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). Light and electron microscopic studies. *Aquaculture*, 234, 215-238.
- Elith J, Burgman MA, Regan HM. 2002. Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution. *Ecological modelling* 157: 313-329.
- Elith J, Graham C.H. 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Elith J, Leathwick JR, Hastie T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802-813.
- Elith J., Graham H., Anderson P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans J., Huettmann F., Leathwick R., Lehmann A., Li J., Lohmann G., Loiselle A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton C. M., Townsend Peterson A., Phillips J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire E., Soberon J., Williams S., Wisz S., & Zimmermann E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

7. Bibliografia

- Elliott, M., Hemingway, K.L., 2002. *Fishes in Estuaries*. Blackwell, Oxford.
- Engler R., Randin C.F., Vittoz P., Czaka T., Beniston M., Zimmerman N.E., Guisan, A. 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter? *Ecography*, 32, 34-45.
- Fahrig L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65-74.
- Ferrari, I., Chieregato, A. R. 1981. Feeding habits of juvenile stages of *Sparus auratus* L., *Dicentrarchus labrax* L. and Mugilidae in a brackish embayment of the Po River Delta. *Aquaculture*, 25: 243-257.
- Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J., Drielsma, M., 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11, 2275–2307.
- Fielding A., Haworth P. F., 1995. Testing the generality of bird-habitat models, *Conservation Biology*, 9: 1466–1481
- Fielding, A., Bell, J., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24, 38–49.
- Florin, A.B., Sundblad, G.R., Bergstrom, U., 2009. Characterisation of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 294-300.
- Flye-Sainte-Marie J, Jean F, Ford SE, Paillard C. 2008. Effect of sediment grain-size on development of brown ring disease in the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Aquaculture*, 278: 184-187.
- Fonseca M., Bell S., 1998. Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 109-121
- Fonseca, M.S. and W.J. Kenworthy, 1987. Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquatic Botany*, 27: 59-78.
- Franco a, Elliott M, Franzoi P, Torricelli P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354: 219-228.
- Franco A, Malavasi S, Fiorin R, Zucchetta M, Torricelli P. 2004. Habitat characteristics of two endangered gobies in the Venice Lagoon. In: azhan, E, *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*. Ankara, Turkey: MEDCOAST, Middle East Technical University, 479-484.
- Franco, A., Fiorin, R., Zucchetta, M., Torricelli, P., Franzoi, P., Flounder production ecology in lagoon nurseries. *submitted*
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., 2006a. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66: 67-83.
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., 2006b. Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia*, 555: 159-174.
- Franklin, J. 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress In Physical Geography*, 19: 474–499.
- Franklin, J., Wejnert, K.E., Hathaway, S.A., Rochester, C.J., Fisher, R.N., 2009, Effect of species rarity on the accuracy of species distribution models for reptiles and amphibians in southern California. *Diversity and Distributions*, 15: 167-177.

7. Bibliografia

- Franzoi P., Maio G., Busatto T., Riccato F., Pellizzato M., Turolla E., Pranovi F., Torricelli P., Rossi R., 2003. Monitoraggio delle quantità di avannotti di pesce bianco che vengono catturate lungo le coste italiane per essere destinate al ripopolamento annuale delle valli da pesca. Censimento degli habitat preferenziali di pesca. Ministero per le politiche agricole e forestali - Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura - V Piano Triennale della pesca e dell'acquicoltura in acque marine e salmastre.
- Franzoi P., Maio G., Pellizzato M., Zucchetto M., Franco A., Georgalas V., Fiorin R., Riccato F., Busatto T., Rossi R., Torricelli P., 2005. Messa a punto di metodologie innovative applicabili alla valutazione del novellame da allevamento. Nuovi metodi ecologici per la valutazione del reclutamento e della distribuzione del novellame di orata, spigola e mugilidi ai fini della gestione sostenibile di ecosistemi lagunari. Ministero per le politiche agricole e forestali - Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura - VI Piano Triennale della pesca e dell'acquicoltura in acque marine e salmastre, 129 pp.
- Franzoi P., Pellizzato M., 2001. La pesca del pesce novello da semina in laguna di Venezia nel periodo 1999-2001. *Lavori Società Veneziana di Scienze Naturali*, 27: 57-68.
- Franzoi P., Trisolini R., 1991. Rimonta del novellame. *Laguna*, 2: 24-29.
- Franzoi P., Trisolini R., Rossi R., 1996 - Montata e pesca del novellame di mugilidi lungo le coste italiane. *Biologia Marina Mediterranea*, 3: 408-410.
- Franzoi P., Trisolini R., Rossi R., 1999. La pesca del novellame di pesce bianco da semina in Italia. In: La pesca del novellame, *Laguna*, 6: 38-58.
- Franzoi, P., Carrieri, A., Rossi, R., 1985. Prime osservazioni sulla biologia e la gestione della popolazione di passere (*Platichthys flesus luscus*, Pallas, 1811) nell'area meridionale del delta del Po. *Oebalia*, 11: 573-582.
- Freitas V., Costa-Dias S., Campos J., Bio A., Santos P., Antunes C. 2009. Patterns in abundance and distribution of juvenile flounder, *Platichthys flesus*, in Minho estuary (NW Iberian Peninsula). *Aquatic Ecology*, 43: 1143-1153.
- G.R.AL.S.CON.A R L., 2006 *Piano d'uso sostenibile delle aree in concessione per venericoltura*. 93 pp.
- G.R.AL.S.CON.A R L., 2009. *Adeguamento del Piano d'uso sostenibile delle aree in concessione per venericoltura*. 46 pp.
- Gacic, M., Mancero Mosquera, I., Kovacevic, V., Mazzoldi, A., Cardin, V., Arena, F., Gelsi, G., 2004. Temporal variations of water flow between the Venetian lagoon and the open sea. *Journal of Marine Systems*, 51, 33-47.
- Gandolfi G., Rossi R., Tongiorgi P., 1981. Montata del pesce novello lungo le coste italiane. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, 3 suppl. 1: 215-232.
- Gandolfi G., Torricelli P., 1978. La rimonta del novellame di mugilidi (Pisces, Mugilidae) alla foce del fiume Magra (Golfo di La Spezia). *Ateneo parmense, Acta Naturalia*, 14: 157-166.
- Garcon S., Grech A., Moloney J., Haman M., *in press*. Relative Exposure Index: an important factor in sea turtle nesting distribution, *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.1057.
- Garzon M.B., Blazek R., Neteler M., Dios R.S., Ollero H.S., Furlanello C. 2006. Predicting habitat suitability with machine learning models: The potential area of *Pinus sylvestris* L. in the Iberian Peninsula. *Ecological modelling*, 197: 383-393.
- Gelin A, Crivelli AJ, Rosecchi E, Kerambrun P. 2000. Is the brown shrimp *Crangon crangon* (L.) population of the Vaccares lagoon (Camargue, France, Rhone delta) an annual

7. Bibliografia

- population? *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 323: 741-748.
- Georgalas V, Malavasi S, Franzoi P, Torricelli P. 2007. Swimming activity and feeding behaviour of larval European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L): Effects of ontogeny and increasing food density. *Aquaculture*, 264: 418-427.
- Gibson, R.N., 1994. Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research* 32, 191–206.
- Gibson, R.N., 1997. Behaviour and the distribution of flatfishes. *Journal of Sea Research* 37, 241-256.
- Gibson, R.N., Robb, L., 1992. The relationship between body size, sediment grain size and burying ability of juvenile plaice *Pleuronectes platessa*. L. *Journal of Fish Biology* 40, 771–778.
- Gilliers C, Le Pape O, Desauvay Y, Morin J, Guerault D, Amara R. 2006. Are growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69: 96-106.
- Glenz C, Massolo A, Kuonen D, Schlaepfer R. 2001. A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape and Urban Planning* 55: 55-65.
- Goodchild, M. F., 2002. Preface. In J.M. Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, and others (eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, DC: Island Press, pp. xv–xvii.
- Gouletquer P., Wołowicz M., Latała A., Geiron P., Huvet A., Boundry P., 1999. Comparative analysis of oxygen consumption rate between cupped oyster spot of *Crassostrea gigas* of French, Japanese, Spanish and Taiwanese origins. *Aquatic Living Resources*, 12: 271-277,
- Graf R.F., Bollmann K., Sachot S., Suter W., Burgmann H. 2006. On the generality of habitat distribution models: a case study of capercaillie in three Swiss regions. *Ecography*, 29: 319-328.
- Graham C.H., Ferrier S, Huettman F, Moritz C, Peterson A. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 19: 497-503.
- Granzotto A., Franzoi P., Longo A., Pranovi F., Torricelli P., 2001. La pesca nella Laguna di Venezia: un percorso di sostenibilità nel recupero delle tradizioni. Lo stato dell'arte. Rapporto sullo sviluppo sostenibile 2.2001, Fondazione Enrico Mattei, 60 pp.
- Greaves GJ, Mathieu R, Seddon PJ. 2006. Predictive modelling and ground validation of the spatial distribution of the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). *Biological Conservation*, 132: 211-221.
- Grioche, A.; Harlay, X.; Koubbi, P.; Fraga Lago, L., 2000. Vertical migrations of fish larvae: Eulerian and Lagrangian observations in the Eastern English Channel. *Journal of Plankton Research*, 22: 1813–1828.
- Grioche, A., Koubbi, P., Sautour, B., 1997. Ontogenic migration of *Pleuronectes flesus* larvae in the eastern English Channel. *Journal of Fish Biology*, 51: 385-396.
- Guertin, P.K., Schuppli, P.A., Sheldrick, B.H., Wires, K.C., Zebchuk, W.D., 1984. Analytical methods manual 1984. Sheldrick B. H. (Ed.), Research Branch Agriculture Canada.
- Guidetti P. 2000. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 50: 515-529.

7. Bibliografia

- Guidetti, P., Lorenti M., Buia M.C., Mazzella L., 2002. Temporal dynamics and biomass partitioning in three Adriatic seagrass species: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*. *Marine Ecology*, 23: 51-67.
- Guisan A. 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological modeling*, 157: 331-341.
- Guisan A., Edwards T. C., Hastie T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
- Guisan A., Lehmann A., Ferrier S., Austin M., Overton J.M., Aspinall R., Hastie T. 2006. Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, 43: 386-392.
- Guisan A., Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models *Ecology letters*, 8: 993-1009.
- Guisan A., Zimmermann N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology *Ecological modelling*, 135: 147-186.
- Guisan, A., Harrell, F.E., 2000. Ordinal response regression models in ecology. *Journal of Vegetation Science*, 11: 617- 626.
- Gutt, J., 1985. The growth of juvenile flounders (*Platichthys flesus* L.) at salinities of 0, 5, 15 and 35%. *Journal of Applied Ichthyology*, 1: 17-26
- Hastie T, Tibshirani R, Friedman JH. 2001 (Eds). *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*. Springer, New York. 532 p.
- Hastie T., 2009. gam: Generalized Additive Models. R package version 1.01.
- Hastie, T.J. and Tibshirani, R.J., 1990. (Eds). *Generalized Additive Models*, Chapman and Hall, New York, 335p.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Pearson, R.G., Korber, J.H., 2007. Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 754–763.
- Hemminga M.A., Duarte C.M. 2000. Fauna associated with seagrass systems. *In: Seagrass Ecology, Hemminga M.A., Duarte C.M. (Eds.)*. Cambridge University Press, UK. chap. 6: 199-247.
- Hirzel A., Guisan A., 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological modelling*, 157: 331-341.
- Holzammer A, Lausch A, Seppelt R. 2006. Optimizing landscape configuration to enhance habitat suitability for species with contrasting habitat requirements. *Ecological Modelling*, 198: 277-292.
- Hufnagl M, Temming A. 2008. 1.6 Report of WP1 Chapter 24 – Brown shrimp. *Fisheries (Bethesda)* 044133.
- Huston, M.A. (2002). Introductory essay: critical issues for improving predictions. In: *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale* (eds Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. & Samson, F.B.). Island Press, Covelo, CA, pp. 7–21.
- IUCN, 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 24 September 2009
- Jager, Z., 1998. Accumulation of flounder larvae (*Platichthys flesus* (L.)) in the Dollard (Ems estuary, Wadden Sea). *Journal of Sea Research*, 40: 43-58.

7. Bibliografia

- Jenkins, G.P. & Wheatley, M.J., 1998. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221: 147-172.
- Jimenez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J., 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14: 885-890.
- Jimenez-Valverde, A., Lobo, J. M., 2006. The ghost of unbalanced species distribution data in geographical model predictions. *Diversity and Distributions*, 12: 521-524.
- Jimenez-Valverde, A., Lobo, J. M., 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta Oecologica*, 31: 361-369.
- Johnson C.J., Gillingham M.P. 2008. Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou. *Ecological Modelling*, 213: 143-155.
- Johnson J.B., Omland K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 101–108.
- Johnston T.H. 1924. The relation of climate to the spread of prickly pear. *Trans. R. Soc. South Aust.* 48: 269–295.
- Jones C.V., Lawton J.H., Shachak M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78: 1946-1957.
- Kameyama S., Fukushima M., Han M., Kaneko M. 2007. Spatio-temporal changes in habitat potential of endangered freshwater fish in Japan . *Ecological Informatics* 318-327.
- Kapetsky, J.M., Hill, J.M., Worthy, L.D., 1988. Ageographical information system for catfish farming development. *Aquaculture*, 68: 311–320.
- Karl, J.W., Svancara, L.K., Heglund, P.J., Wright, N.M., Scott, J.M., 2002. Species commonness and the accuracy of habitat relationship models. In Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. (Eds.) *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Covelo, California, pp. 573–580.
- Kerstan, M., 1991. The importance of rivers as nursery grounds for 0-and 1-group flounder (*Platichthys flesus* L.) in comparison to the Wadden Sea. *Netherland Journal of Sea Research*, 27: 353–366.
- Kerstens, A., Lomoholt, J.P., Johansen., K., 1979. The ventilation, extraction and uptake of oxygen in undisturbed flounders, *Platichthys flesus*: responses to hypoxia acclimatation. *Journal of Experimental Biology*, 83: 169-179.
- Kikuchi, T., Peres, J.M., 1977. Consumer ecology of seagrass beds. In: McRoy, C.P., Helfferich, C. (Eds.), *Seagrass Ecosystems: A Scientific Perspective*. Dekker, New York, pp. 147e193.
- Klaoudatos SD, Conides AJ. 1996. Growth, food conversion, maintenance and long-term survival of gilthead sea bream, *Sparus auratus* L., juveniles after abrupt transfer to low salinity. *Aquaculture Research* 27: 765-774.
- Klar N, Fernandez N, Kramer-Schadt S, Herrmann M, Trinzen M, Buttner I, Niemitz C. 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation*, 41: 308-319.
- Kneib R.T. 2000. Salt marsh ecoscapes and production transfers by estuarine nekton in the Southeastern United States. In: *Weinstein, M.P. & Kreeger, D.A. (eds.), Concepts and*

7. Bibliografia

- Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Press, Dordrecht, The Netherlands. 0: 267-291.
- Koch E.W., 2001. Beyond light: physical, geological and geochemical parameters as possible submerged aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.
- Koenker R., Bassett G. 1978. Regression quantiles. *Econometrica*, 46: 33–50.
- Koenker, R. 2005. Quantile Regression. Econometric Society Monographs. Cambridge University Press, New York, NY.
- Koubbi, P., Loots C., Cotonnec G., Harlay X., Grioche A., Vaz S., Martin C., Walkey M., Carpentier M., 2006. Spatial patterns and GIS habitat modelling of *Solea solea*, *Pleuronectes flesus* and *Limanda limanda* fish larvae in the eastern English Channel during the spring. *Scientia Marina*, 70: 147-152.
- Kuipers, B., Dapper R. 1981. Production of *Crangon crangon* in the tidal zone of the Dutch Wadden Sea. *Netherland Journal of Sea Research*, 15: 33-53.
- Laing I, Child AR. 1996. Comparative tolerance of small juvenile palourdes (*Tapes decussatus* L.) and Manila clams (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve) to low temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 195: 267-285.
- Lapinska, E., Szaniawska, A. 2006. Environmental Preferences of *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758), *Palaemon adspersus* Rathke, 1837, and *Palaemon elegans* Rathke, 1837 in the littoral zone of the gulf of Gdansk. *Crustaceana* 79:649-662.
- Lassalle, G., Béguer, M., Beaulaton, L., Rochard, E., 2008. Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models. *Biological Conservation*, 141: 1105-1118.
- Lathrop R.G., Cole M., Senyk N., Butman B. 2006. Sea floor habitat mapping of the New York Bight incorporating sidescan sonar data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 221-230.
- Le Pape, O., Holley, J., Guerault, D., Desaunay, Y., 2003. Quality of coastal and estuarine essential fish habitats: estimations based on the size of juvenile common sole (*Solea solea* L.). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 793-803.
- Le Pape, O., Baulier, L., Cloarec, A., Martin, J., Loc'h, F. L., Desaunay, Y., 2006. Habitat suitability for juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France): A quantitative description using indicators based on epibenthic fauna. *Journal of Sea Research*, 57: 126-136.
- Leathwick J.R., Rowe D., Richardson J., Elith J, Hastie T. 2005. Using multivariate adaptive regression splines to predict the distributions of New Zealand's freshwater diadromous fish. *Freshwater Biology*, 50: 2034-2052.
- Levin P.S., Stunz G.W. 2005. Habitat triage for exploited fishes: Can we identify essential "Essential Fish Habitat?." *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 70-78.
- Lobo J.M., Jimenez-Valverde A., Real R., 2007. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17: 145-151.
- Loiselle B.A., Jorgensen P.M., Consiglio T., Jimenez I., Blake J.G., Lohmann L.G., Montiel O.M. 2007. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography*, 35: 105–116.
- Maes J. 1998. Seasonal Patterns in the Fish and Crustacean Community of a Turbid Temperate Estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 143-151.

7. Bibliografia

- Maes, J., Stevens, M., Breine, J., 2007. Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75: 151-162.
- Maggini R, Lehmann A, Zimmermann NE, Guisan A. 2006. Improving generalized regression analysis for the spatial prediction of forest communities. *Journal of Biogeography*, 33: 1729-1749
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – Agriteco; 2007. Studio B.12.3/III. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Pesca gestita e allevamento di *Tapes philippinarum*. Relazione Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – Agriteco; 2008. Studio B.12.3/VI. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Pesca gestita e allevamento di *Tapes philippinarum*. Primo rapporto intermedio. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – DSA - Unive, 2007. Studio B.12.3/III. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Pesca gestita e allevamento di *Tapes philippinarum*. Relazione Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – DSA - Unive, 2008. Studio B.12.3/IV. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Individuazione di indicatori di funzionalità ambientale. Secondo Rapporto Intermedio. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA – Ing E. Mantovani – in collaborazione con Thetis, 2008. Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera – 1° fase. MAPVE1 – Attività A Risultati della caratterizzazione dello stato delle matrici ambientali. Dati. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - SELC, 2004. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia, Esecutivo del 2° stralcio triennale (2002-2005) MELa 2, *Attività A Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe, Resocontazione finale* Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Selc, 2005. Studio B.12.3/III. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Erodibilità del fondale e fattori di disturbo: Rilievi dell'erodibilità del fondale. Rapporto intermedio. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - SELC, 2005b. Resocontazione finale della distribuzione della vegetazione acquatica sommersa (fanerogame marine e macroalghe) in Laguna di Venezia. Progetto MELa2. Attività A. Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Sezione Antinquinamento del Magistrato alle Acque e Thetis, 2007. Progetto MELa 4. Attività A. Campagne periodiche di misura, negli anni 2007 e 2008, della qualità delle acque in collaborazione con SAMA. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Technital, 2006. Studio B.6.72/A – 1° Fase. Controllo degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Modello di qualità dell'acqua. Rapporto finale – Vol 5. Il modulo "Habitat". Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

7. Bibliografia

- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Thetis, 2005a. Programma generale delle attività di approfondimento del quadro conoscitivo di riferimento per gli interventi ambientali. 2° stralcio triennale (2003-2006) "Progetto ICSEL". Attività A. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - Thetis, 2005b. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia, Esecutivo del 2° stralcio triennale (2002-2005) MELa 3, Attività E, elaborazione dei dati e resocontazioni finali, Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.
- Mainardi D, Fiorin R, Franco A, Franzoi P, Giovanardi O, Granzotto A, Libertini A, Malavasi S, Pranovi F, Riccato F, Torricelli P. 2002. Fish diversity in the Venice lagoon: preliminary report. In: Campostrini, P, *Scientific research and safeguarding of Venice, Corila Research: Program 2001 results* . Padova: La Garangola, 583-594.
- Mainardi D, Fiorin R, Franco A, Franzoi P, Granzotto A, Malavasi S, Pranovi F, Riccato F, Zucchetto M, Torricelli P. 2004. Seasonal distribution of fish fauna in the Venice Lagoon shallow waters: preliminary results. In: Campostrini, P, *Scientific research and safeguarding of Venice, Corila Research: Program 2002 results* . Venezia: Multigraf, 437-447.
- Mainardi D, Fiorin R, Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Pranovi F, Riccato F, Zucchetto M, Torricelli P. 2005. Composition and distribution of fish assemblages in the shallow waters of the Venice Lagoon. In: Campostrini, P, *Scientific research and safeguarding of Venice, Corila Research: Program 2003 results* . Venezia: Multigraf, 405-419.
- Malavasi, S., Fiorin, R., Franco, A., Franzoi, P., Granzotto, A., Riccato, F. and Mainardi, D., 2004. Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *Journal of Marine Systems*, 51: 19-31.
- Malhotra, A., and M. S. Fonseca. 2007. WEMo (Wave Exposure Model): Formulation, Procedures and Validation. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS #65. 28p.
- Manel S., Williams H.C., Ormerod S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38: 921-931.
- Marinov D, Norro A, Zaldívar JM. 2006. Application of COHERENS model for hydrodynamic investigation of Sacca di Goro coastal lagoon (Italian Adriatic Sea shore). *Ecological modelling*, 193: 52-68.
- Marotta, L., Guerzoni, S., 2006. Campi di vento. In: Guerzoni, S., Tagliapietra, D., eds 2006. Atlante della laguna, Venezia tra terra e mare. Marsilio Editori, Venezia, pp 10-12.
- Marshall S., Elliott M., 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 175–184.
- Martinho F., Dolbeth M., Viegas I., Teixeira C., Cabral H., Pardal M. 2009. Environmental effects on the recruitment variability of nursery species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83: 460-468.
- Martinho, F., Leitão, R., Neto, J., Cabral, H.N., Marques, J.C., Pardal, M.A., 2007. The use of nursery areas by juvenile fish in a temperate estuary, Portugal. *Hydrobiologia*, 587: 281-290.
- Martinho, F., Leitão, R., Neto, J.M., Cabral, H., Lagardere, F., Pardal, M.A., 2008. Estuarine colonization, population structure and nursery functioning for 0-group sea bass (*Dicentrarchus labrax*), flounder (*Platichthys flesus*) and sole (*Solea solea*) in a mesotidal temperate estuary. *Journal of Applied Ichthyology*, 24: 229-237.

7. Bibliografia

- McAlpine CA, Rhodes JR, Bowen ME, Lunney D, Callaghan JG, Mitchell DL, Possingham HP. 2008. Can multiscale models of species' distribution be generalized from region to region? A case study of the koala. *Journal of Applied Ecology*, 45, 549–557.
- McCullagh, P. and J.A. Nelder. 1989. Generalized Linear Models. *Second Edition*. Chapman & Hall/CRC London, 511pp.
- McHugh, J.L., 1967. Estuarine nekton. In: Lauff, G.H. (Ed.), Estuar-ies. Publ. No. 83. Amer. Assoc. Adv. Sci. Spec., Washington, pp. 581e619.
- McPherson M. & Jetz W. 2007. Effects of species ecology on the accuracy of distribution models. *Ecography*, 30: 135-151.
- McRoy C.P., C. Helfferich. Applied aspects of seagrasses. 1980. In Handbook of Seagrass Biology: an Ecosystem Perspective, R.C. Phillips, C.P. McRoy (Eds), pp. 297–343, Garland STM Press, NewYork.
- Melia P, Gatto M. 2005. A stochastic bioeconomic model for the management of clam farming. *Ecological Modelling*, 184: 163-174.
- Melià, P., De Leo G.A., Gatto M., 2004. Density and temperature- dependence of vital rates in the Manila clam *Tapes philippinarum*: a stochastic demographic model. *Marine Ecology Progress Series*, 272: 153–164.
- Meynard C.N., Quinn J.F. 2000. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography*, 34: 1455–1469.
- Molinaroli E., Guerzoni S., Sarretta A., Masiol M., Pistolato M., 2009. Thirty-year changes (1970 to 2000) in bathymetry and sediment texture recorded in the Lagoon of Venice sub-basins, Italy. *Marine Geology*, 258: 115-125.
- Molinaroli E., Guerzoni S., Sarretta A., Cucco A., Umgieser G., 2007. Links between hydrology and sedimentology in the Lagoon of Venice, Italy. *Journal of Marine Systems*, 68: 303-317.
- Morrison M.L., Hall L.S., 2002. Standard terminology: toward a common language to advance ecological understanding and applications. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale* (ed. by J.M. Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall and F.B. Samson), pp. 43–52. Island Press, Washington, DC.
- Murphey P.L., Fonseca M.S. 1995. Role of high and low energy seagrass beds as nursery areas for *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, 121: 91-98.
- Nath S.S., Bolte J.P., Ross L.G., Aguilar-Manjarrez J., 2000. Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. *Aquaculture Eng.*, 23: 233–278.
- Nicolas D., Le Loc'h F., Desaunay Y., Hamon D., Blanchet A., Le Pape O., 2007. Relationships between benthic macrofauna and habitat suitability for juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Vilaine estuary (Bay of Biscay, France) nursery ground. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 639-650.
- Niklitscheka E.J., Secor D.H. 2005. Modeling spatial and temporal variation of suitable nursery habitats for Atlantic sturgeon in the Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 135-148.
- Norcross, B. L., Blanchard, A., Holladay, B. A., 1999, Comparison of models for defining nearshore flatfish nursery areas in Alaskan waters: *Fisheries Oceanography*, 8: 50-67.

7. Bibliografia

- Nour A., Zaki M., Abdel-Rahim M., Mabrouk H. 2004. Factors affecting swim-bladder inflation, survival, and growth performance of gilthead seabream *Sparus aurata* larvae: 2-water salinity. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 30: 418-428.
- O'Connor, R.J., 2002. The conceptual basis of species distribution modeling: time for a paradigm shift?. In J.M. Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, and others, editors, *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, DC: Island Press, pp. 25-33.
- Oh C.W., Hartnoll R.G., Nash R.D. 2001. Feeding ecology of the common shrimp Crangon crangon in Port Erin Bay, Isle of Man, Irish Sea. *Marine Ecology-Progress Series*, 214: 211-223.
- Paesanti F., Pellizzato M., 2000. *Tapes philippinarum*. Veneto Agricoltura, 73 pp.
- Pastres R., Solidoro C., Cossarini G., Melaku C.D., Dejak C. 2001. Managing the rearing of *Tapes philippinarum* in the lagoon of Venice: a decision support system. *Ecological Modelling* 138: 231-245.
- Pastres, R., Brigolin D., Petrizzo A., Zucchetto M., 2004. Testing the robustness of primary production models in shallow coastal areas: a case study. *Ecological Modelling*, 179: 221-233.
- Pearce J., Ferrier S. 2001. The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Ecological Modeling*. 133: 225-245.
- Pebesma, E.J., 2004. Multivariable geostatistics in S: the 'gstat' package. *Computers & Geosciences*, 30: 683-691.
- Pellizzato M, Rocco R., Folin D., Bressan M., Galvan T., Penzo P., Vendramini A., Caberlotto S., Pelà L., 2003. Verifica del reclutamento del seme di *Tapes philippinarum* in laguna di Venezia, *I Quaderni Scientifici della Lega Pesca*, vol.8 (1), pp. 48.
- Pellizzato M., Favretto J., Galvan T., Penzo P., 2006. Produzione alieutica in laguna di Venezia. *Biologia Marina Mediterranea.*, 13: 897-900.
- Pellizzato M., Galvan T., Penzo P., 2005a. Monitoraggio delle principali aree di reclutamento di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve) in laguna di Venezia. *Biologia Marina Mediterranea*, 12: 219-222.
- Pellizzato M., Penzo. P., Galvan T., Bressan. M., 2005b. Insediamento e reclutamento di *Tapes philippinarum*. In: *La filiera della vongola Tapes philippinarum in Italia*. Milano, Franco Angeli Ed., 89-99.
- Philippart C.J. 1995. Effects of shading on growth, biomass and population maintenance of the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. In the Dutch Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 188: 199-213.
- Plus M., Chapelle A., Menesguen A., Deslous-Paoli J.M., Auby I. 2003. Modelling seasonal dynamics of biomasses and nitrogen contents in a seagrass meadow (*Zostera noltii* Hornem.): application to the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Ecological Modelling*, 161: 211-236.
- Polte P., Schanz A, Asmus H. 2004. Effects of current exposure on habitat preference of mobile 0-group epibenthos for intertidal seagrass beds (*Zostera noltii*) in the northern Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62: 627-635.
- Power, M., Attrill, M.J., Thomas, R.M., 2000. Environmental factors and interactions affecting the temporal abundance of juvenile flatfish in the Thames Estuary. *Journal of Sea Research*, 43: 135-149.
- Poxton M. J., Allouse S. B., 1982. Water quality criteria for marine fisheries. *Aquacult. Engin.*, 1: 153-191.

7. Bibliografia

- Pranovi F, Da Ponte F, Raicevich S, Giovanardi O, 2004. A synoptic-multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam-harvesting in the Venice Lagoon. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 43–52.
- Pranovi F., Libralato S., Raicevich S., Granzotto A., Pastres R., Giovanardi O., 2003. Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: ecosystem effects evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology*, 143: 393-403
- Prasad A, Iverson L, Liaw A. 2006. Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems*, 9: 181-199.
- Provincia di Venezia, 2000. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia. Sannioprint, Benevento, 102 pp.
- Provincia di Venezia, 2009. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune di Venezia e Caorle. A cura di Torricelli P., Boatto V., Franzoi P., Pellizzato P., Silvestri S., ed Arti Grafiche Zotelli, Dosson di Casier, TV, 203 pp.
- R Development Core Team, 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Randin CF, Dirnbock T, Dullinger S, Zimmermann NE, Zappa M, Guisan A. 2006. Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography*, 33: 1689-1703.
- Rijnsdorp, A.D., Van Beek, F.A., Flatman, S., Millner, R.N., Riley, J.D., Giret, M., De Clerck, R., 1992. Recruitment of sole stocks, *Solea solea* (L.), in the northeast Atlantic. *Netherland Journal of Sea Research*, 29: 173–192.
- Rijnsdorp, A.D., Witthames, P.R., 2005. Ecology of reproduction. In: R.N. Gibson, Editor, Flatfishes, Biology and Exploitation, Fish and Aquatic Resources Series vol. 9, Blackwell Publishing, Oxford, UK, pp. 68–93.
- Riley, J.D., Symonds, D.J., Woolner, L., 1981. On the factors influencing the distribution of 0-group demersal fish in coastal waters. *Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Éxploration de la Mer*, 178: 223–228.
- Riou, P., Le Pape, O., Rogers, S., 2001. Relative contribution of different sole and plaice nurseries to the adult population in the eastern English channel. Application of a combined method using generalized linear models and geographic information system. *Aquatic Living Resources*, 14: 125–135.
- Rismondo A., Curiel D., Scarton F., Mion D., Caniglia, G. 2003. A New Seagrass Map for the Venice Lagoon. In: Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03, E. Özhan (Editor), 7-11 October 2003, Ravenna, Italy. Vol 2: 843-852.
- Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Scatolin M. 1997. Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 58: 55-64.
- Rohweder J., Rogala J.T., Johnson B.L., Anderson D., Clark S., Chamberlin F., Runyon K., 2008, Application of wind fetch and wave models for habitat rehabilitation and enhancement projects: U.S. Geological Survey Open-File Report 2008–1200, 43 p.
- Roo F.J., Socorro J., Izquierdo M.S., Caballero M.J., Hernandez-Cruz C.M., Fernandez A., Fernandez-Palacios, H., 1999. Development of red porgy *Pagrus pagrus* visual system in relation with changes in the digestive tract and larval feeding habits. *Aquaculture*, 179: 499-512.
- Rossi R., 1981a. Osservazioni sulla montata del pesce novello da semina nell'area meridionale del del Delta del Po. Atti del Convegno del Progetto Finalizzato CNR, P.F. Risorse Biologiche e inquinamento marino, 529-538. Roma.

7. Bibliografia

- Rossi R., 1981b. La pesca del pesce novello da semina nell'area meridionale del Delta del Po. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, 3: 23-36.
- Rossi R., 1986. Occurrence, abundance and growth of fish fry in Scardovari Bay, a nursery ground of the Po River Delta (Italy). *Archo Oceanogr. Limnol.*, 20: 259-279.
- Rossi R., Franzoi P., 1988. Osservazioni sulla rimonta del novellame destinabile all'allevamento nell'area del Delta del Po, per l'anno 1985. ATTI. Seminari delle Unità Operative responsabili dei Progetti di Ricerca promossi nell'ambito dello schema preliminare di Piano per la Pesca e l'Acquacoltura, II, Ministero della Marina Mercantile - Consiglio Nazionale delle Ricerche, 979-998.
- Rossi R., Franzoi P., Cataudella S., 1999. Pesca del pesce novello per la vallicoltura: una esperienza nord-adriatica per la salvaguardia delle zone umide. In: La pesca del novellame, *Laguna*, 6: 6-20.
- Rountree R.A., Able K.W. 2007. Spatial and temporal habitat use patterns for salt marsh nekton: implications for ecological functions. *Aquatic Ecology*, 41: 25-45.
- Rushton S.P., Ormerod S.J., Kerby G. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41: 193-200.
- Russo T, Costa C, Cataudella S. 2007. Correspondence between shape and feeding habit changes throughout ontogeny of gilthead sea bream *Sparus aurata* L., 1758. *Journal of Fish Biology*, 71: 629-656.
- Saillant, E., Fostier, A., Haffray, P., Menu, B., Chatain, B., 2003. Saline preferendum for the european sea bass *Dicentrarchus labrax*, larvae and juveniles: effect of salinity on early development and sex determination. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 287: 103-117.
- Sand-Jensen, K. and J. Borum, 1983. Regulation of growth of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Mar. Tech. Soc. J.*, 17: 15-21.
- Schmittner R.A., 1999. Essential fish habitat: opportunities and challenges for the next millenium. *American Fisheries Society Symposium*, 22: 3-10.
- Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall and F.B. Samson, 2002. Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island Press, Covelo, California, 840pp.
- Sfriso A, Favaretto M, Ceoldo S, Facca C, Marcomini A. 2005b. Organic carbon changes in the surface sediments of the Venice lagoon. *Environment International*, 31: 1002-1010.
- Sfriso A, Ghetti PF. 1998. Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61: 207-223.
- Sfriso A, Marcomini A. 1997. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part I: Coupling with chemico-physical parameters and nutrient concentrations in waters. *Marine.Environmental.Research*, 44: 351-375.
- Sfriso A, Marcomini A. 1998. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Marine.Environmental.Research*, 47: 285-309.
- Sfriso A., Facca C., 2007. Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia*, 577: 71-85.
- Sfriso A., Facca C., Ghetti P.F., 2003. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon. *Marine Environmental Research*, 56: 617-636.

7. Bibliografia

- Sfriso A., Facca C., Marcomini A., 2005a. Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice. *Environment International*, 31: 983- 992.
- Sfriso A., Favaretto M., Ceoldo S., Facca C., Marcomini A., 2005b. Organic carbon changes in the surface sediments of the Venice lagoon. *Environment International*, 31: 1002- 1010.
- Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., Orio A.A., 1988. Macroalgal production and nutrient recycling in the Lagoon of Venice. *Ingegneria Sanitaria*, 256-266.
- Sfriso A., Facca C., 2006, Distribuzione e produzione di fanerogame marine. In Guerzoni, S., Tagliapietra, D., (eds) Atlante della laguna, Venezia tra terra e mare. Marsilio Editori, Venice, pp.132-133.
- Siegel V., Groeger J., Neudecker T., Damm U., Jansen S. 2005. Long-term variation in the abundance of the brown shrimp *Crangon crangon* (L.) population of the German Bight and possible causes for its interannual variability. *Fisheries Oceanography*, 14: 1-16.
- Silvestri S., Pellizzato M., 2005. Pesca e acquicoltura in Laguna di Venezia, in: La filiera della vongola *Tapes philippinarum* in Italia, a cura di Michele Pellizzato e Vasco Boatto, Franco Angeli ed., Milano, pp. 29-35.
- Simeoni U, Fontolan G, Dal CR, Calderoni G, Zamariolo A. 2000. Dinamica sedimentaria dell'area di Goro (Delta del Po). *Studi costieri*, 2: 139-151.
- Sims D.W., Wearmouth V.J., Genner M.J., Southward A.J., Hawkins S.J. 2004. Low-temperature-driven early spawning migration of a temperate marine fish. *Journal of Animal Ecology*, 73: 333-341.
- Solidoro C, Melaku Canu D., Rossi R. 2003. Ecological and Economic considerations on fishing and rearing of *Tapes philippinarum* in the lagoon of Venice. *Ecological modelling*, 170: 303-318.
- Solidoro, C., Cossarini, G., Pastres, R., 2002. Numerical analysis of the nutrient fluxes through the Venice Lagoon inlets. In: Campostrini, P. (Ed.). Scientific research and safeguarding of Venice, Corila Research Program 2001 results, Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti, Corila, Venice, pp 545-555.
- Solidoro,C., Melaku, C.D., Cucco, A., Umgiesser, G. 2004 a. A partition of the Venice Lagoon based on physical properties and analysis of general circulation. *Journal of Marine Systems*, 51: 147-160.
- Solidoro,C., Pastres, R., Cossarini, G., Ciavatta, S., 2004 b. Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine Systems*, 51: 7-18.
- Sorokin Y.I., Giovanardi O. 1995.Trophic characteristics of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum* Adams & Reeve,1850). *ICES Journal of Marine Science*, 52: 835-862
- Spillmann C, Hamilton D, Imberger J. 2009. Management strategies to optimise sustainable clam (*Tapes philippinarum*) harvests in Barbamarco Lagoon, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 267-278.
- Stefansson G. 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 577-588.
- Stevens M., Maes J., Ollevier F. 2006. A bioenergetics model for juvenile flounder *Platichthys flesus*. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 79-84.
- Stoner A.W., 2003. What constitutes essential nursery habitat for a marine species? A case study of habitat form and function for queen conch. *Marine Ecology Progress Series*, 257, 275-289.

7. Bibliografia

- Stoner A.W., Manderson J.P., Pessutti J.P., 2001. Spatially explicit analysis of estuarine habitat for juvenile winter flounders: combining generalized additive models and geographic information systems. *Marine Ecology Progress Series*, 213, 253-271.
- Strauss B. & Biedermann R. 2007. Evaluating temporal and spatial generality: How valid are species-habitat relationship models? *Ecological Modelling*, 204: 104-114.
- Stroband, H. W. J., Kroon A. G., 1981. The development of the stomach in in *Clarias lacera* and the intestinal absorption of protein macromolecules. *Cell. Tissue Res.* 215, 397-415.
- Sundblad G, Härmä M, Lappalainen A, Urho L, Bergström U. 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83: 90-96.
- Svenning J.C., Kerr J., Rahbek C. 2009. Predicting future shifts in species diversity. *Ecography*, 32: 13-21
- Swets K.A., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240: 1285-1293.
- Syrjala S. E. 1996. A statistical test for a difference between the spatial distributions of two populations. *Ecology* 77: 75-80.
- Tagliapietra D., Cornello M., Pessa G., Zitelli A., 1999. Variazioni nella distribuzione delle praterie a fanerogame marine presso la bocca del Porto di Lido (laguna di Venezia). *Biologia Marina Mediterranea*, 6: 448-451.
- Tallqvist S., Sandberg-Kilpi E., Bonsdorff E., 1999. Juvenile flounder, *Platichthys flesus* (L.), under hypoxia: effects on tolerance, ventilation rate and predation efficiency, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 242: 75–93.
- Tarpgaard, E., Mogensen, M., Grønkjær, P., Carl, J., 2005. Using short-term growth of enclosed 0-group European flounder, *Platichthys flesus*, to assess habitat quality in a Danish bay. *Journal of Applied Ichthyology*, 21: 53–63.
- Terrados, J. and J.D. Ross, 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43: 63-74.
- Terrel J. W. (Ed.) 1984 – Proceeding of a workshop on fish habitat suitability index models. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 85(6).
- Thayer, G.W., W.J. Kenworthy and M.S. Fonseca, 1984. The ecology of eelgrass meadows of the Atlantic coast: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Services, FWS/OBS-84/02. Washington, D.C.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., Ferreira de Siqueira M., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., van Jaarsveld A.S., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145-147.
- Thuiller W., Albert C., Araujo M.B., Berry P.M., Cabeza M., Guisan A., Hickler T., Midgley G.F., Paterson J., Schurr F.M., Sykes M.T., Zimmermann N.E. 2007. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 45: 659- 669.
- Thuiller W, Araujo MB, Pearson RG, Whittaker RJ, Brotons L, Lavorel S. 2004. Biodiversity conservation: Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature* 430.
- Tiews K. 1970. Synopsis of biological data on the common shrimp, *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758). *FAO Fisheries Report*, 4: 1167–1224.

7. Bibliografia

- Torricelli P., Tongiorgi P., Almansi P., 1981. Migration of grey mullet fry into the Arno River: seasonal appearance, daily activity and feeding rhythms. *Fisheries Research*, 1: 219-234.
- Turolla E., Zentilin A., Pellizzato M., Rossetti E., 2008. La venericoltura in Italia a 25 anni dal suo esordio. *Il Pesce*, 3: 31 –
- Umgiesser, G., Melaku Canu, D., Cucco, A., Solidoro, C., 2004. A finite element model for the Venice Lagoon. Development, set up, calibration and validation. *Journal of Marine Systems*, 51: 123-145.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service), 1980a. Habitat as a basis for environmental assessment. USFWS, Report 101 ESM, Fort Collins, Colorado.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service), 1980b. Habitat evaluation procedures (HEP). USFWS, Report 102 ESM, Fort Collins, Colorado.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service), 1981. Standards for the development of habitat suitability index models for use with the habitat evaluation procedures. USFWS, Division of Ecological Services, Report 103, ESM release 1-81, Washington D.C.
- Utne-Palm A.C., Stiansen J.E., 2002. Effect of larval ontogeny, turbulence and light on prey attack rate and swimming activity in herring larvae, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 268: 147–170
- Valavanis V. 2008. European Commission's 'Scientific Support to Policies' Action EnviEFH: Environmental Approach to Essential Fish Habitat Designation. *Hydrobiologia*, 612: 1-3.
- Valiela I., Rutecki D., Fox S., 2004. Salt marshes: biological controls of food webs in a diminishing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300, 131-159.
- Van der Veer H.W., Bergman M.J.N., Dappe, R., Witte J.I.J., 1991. Population dynamics of an intertidal 0-group flounder *Platichthys flesus* population in the western Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 73: 141-148.
- Van der Veer H.W., Leggett W.C., 2005. Recruitment. In: R.N. Gibson (Ed.) Flatfishes. Biology and Exploitation. Fish and Aquatic Resources Ser 9, Blackwell Oxford, London, pp. 120–137.
- Vaughan I.P., Ormerod S.J. 2003. Improving the Quality of Distribution Models for Conservation by Addressing Shortcomings in the Field Collection of Training Data. *Conservation Biology*, 17: 1601-1611.
- Vaz S., Martin C.S., Eastwood P.D., Ernande B., Carpentier A., Meaden G.J., Coppin F., 2008. Modelling species distributions using regression quantiles. *Journal of Applied Ecology*, 45: 204-217.
- Viegas I., Martinho F., Neto J., Pardal M. 2007. Population dynamics, distribution and secondary production of the brown shrimp *Crangon crangon* (L.) in a southern European estuary. Latitudinal variations. *Scientia Marina*, 71: 451-460.
- Vinagre C., França S., Costa, M.J., Cabral H.N., 2005. Niche overlap between juvenile flatfishes, *Platichthys flesus* and *Solea solea*, in a southern European estuary and adjacent coastal waters. *Journal of Applied Ichthyology*, 21: 114-120.
- Vinagre C., Cabral H., Costa M.J., 2008. Prey selection by flounder, *Platichthys flesus* in the Douro estuary, Portugal. *Journal of Applied Ichthyology*, 24: 238-243.

7. Bibliografia

- Vincenzi S., Caramori G., Rossi R., De Leo G.A. 2006a. A GIS-based habitat suitability model for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a Mediterranean coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Ecological modelling*, 193: 90-104.
- Vincenzi S., Caramori G., Rossi R., De Leo G.A. 2006b. Estimating clam yield potential in the Sacca di Goro lagoon (Italy) by using a two-part conditional model. *Aquaculture*, 261: 1281-1291.
- Vincenzi S., Caramori G., Rossi R., De Leo G.A. 2007. A comparative analysis of three habitat suitability models for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a North Adriatic coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 55: 579-590.
- Wagner C. M., Austin H.M., 1999. Correspondence between environmental gradients and summer littoral fish assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series.*, 177: 297-212.
- Watanabe S., Katayama S., Kodama M., Cho N., Nakata K., Fukuda M. 2009. Small-scale variation in feeding environments for the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in a tidal flat in Tokyo Bay. *Fisheries Science*, 75: 937-945.
- Weinstein M.P., Weiss S.L., Walters M.F., 1980. Multiple determinants of community structure in shallow marsh habitats, Cape Fear river estuary, N. Carolina. *Marine Biology*, 58: 227-243.
- Welleman H.C., Storbeck F., 2002. Quantifying the effects of infrastructural works on brown shrimp populations: a habitat modeling approach. in Report of the ICES Working Group on Marine Habitat Mapping. 69 p.
- Whitfield A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblage in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 151-186.
- Whittingham M.J., Stephens P.A., Bradbury R.B., Freckleton R.P., 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *Journal of Animal Ecology* 75: 1182-1189.
- Wintle B.A., Elith J., Potts J.M. 2005. Fauna habitat modelling and mapping: A review and case study in the Lower Hunter Central Coast region of NSW. *Austral. Ecology* 30: 719-738.
- Wisn M.S., Hijmans R.J., Li J., Peterson A.T., Graham C.H., Guisan A. & the NCEAS Species Distribution Modelling Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14: 763-773.
- Wood S.N., 2000. Modelling and smoothing parameter estimation with multiple quadratic penalties. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 62: 413– 428.
- Wood S.N., 2003. Thin-plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 65: 95-114.
- Wood S.N., 2006. Generalized Additive Models: an Introduction with R. Boca Raton, Chapman and Hall–CRC. 392pp.
- Wood S.N., 2008. Fast stable direct fitting and smoothness selection for generalized additive models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 70: 495-518.
- Wood S.N., Augustin N.H., 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecological Modelling*, 157: 157– 177.
- Worm B., EBarbier.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-90.

7. Bibliografía

- Yamashita Y., Tanaka M., Miller J. M. 2001. Ecophysiology of juvenile flatfish in nursery grounds. *Journal of Sea Research*, 45: 205-218.
- Yáñez-Arancibia A., Dominguez A., Pauly D., 1994. Coastal lagoons as fish habitats. In: Coastal lagoon processes, Kjerfve B (Ed). *Elsevier Oceanography Series*, 60, Elsevier.
- Zanini F., Pellet J., Schmidt B.R. 2009. The transferability of distribution models across regions: an amphibian case study. *Diversity and Distributions*, 15: 469-480.
- Zonta R., Costa F., Collavini F., Zaggia L., 2005. Objectives and structure of the DRAIN project: An extensive study of the delivery from the drainage basin of the Venice Lagoon (Italy). *Environment International*, 31: 923-928.
- Zuliani A., Zaggia L., Collavini F., Zonta R., 2005. Freshwater discharge from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environment International*, 31: 929-938.
- Zurell D., Jeltsch F., Dormann C.F., Schröder B. 2009. Static species distribution models in dynamically changing systems: how good can predictions really be? *Ecography*, 32: 733-744.

8 Appendici

8.1 Pubblicazioni e partecipazione a congressi

8.1.1 Elenco delle pubblicazioni

- Zucchetto M., Georgalas. V., Castaldelli. G., Vincenzi. S., Franzoi. P., 2008. Utilizzo di modelli di vocazionalità ambientale per individuare gli habitat di nursery per *Sparus aurata* L. nella Sacca di Goro. *Biologia Marina Mediterranea*, 154: 368-369.
- Franco A., Zucchetto, M., Franzoi P., Torricelli P., 2008. An ecological model for fish habitat classification in the Venice lagoon. In: Campostrini P. (ed.) *A changing coast: challenge for the environmental policies. Proceedings of the IX International Conference LITTORAL 2008, Venice, Italy, 25-28 November 2008*. Arzanà, Venice. (electronic publication).
- Franco A., Fiorin R., Franzoi P., Torricelli P., Zucchetto M., *IN PRESS*. The nursery value of Mediterranean lagoon habitats for flounder juveniles. *Biologia Marina Mediterranea*.
- Zucchetto M., Franco A., Torricelli P., Franzoi P., *IN PRESS*. Using habitat distribution models to identify nursery areas in the Venice lagoon. *Biologia Marina Mediterranea*.
- Zucchetto M., Franco A., Torricelli P., Franzoi, P. *IN PRESS*. Habitat distribution model for European flounder juveniles in the Venice lagoon. *J. Sea Research* (2010), doi:10.1016/j.seares.2009.12.003
- Franco A., Fiorin R., Zucchetto M., Torricelli P., Franzoi P. Flounder production ecology in lagoon nurseries. *J. Sea Research, Special Issue Proceedings of the 7th International Symposium on Flatfish Ecology – 30 Dec 2008, SUBMITTED*

8.1.2 Contributi a congressi

- Zucchetto M., Georgalas V., Maio G., Vincenzi S., Franzoi P. Habitat di nursery per *Sparus aurata* L. nelle lagune dell'Alto Adriatico: sviluppo e applicazione di modelli predittivi di distribuzione. *XVII Congresso della Società Italiana di Ecologia, Ancona, Italia, 17-20 settembre 2007* (Abstract p. 122).
- Zucchetto M., Pranovi F., Franzoi P., Torricelli P. 2006. Modificazioni della struttura della comunità bentonica e ripercussioni a livello di rete trofica. *XVII Congresso della Società Italiana di Ecologia, Ancona, Italia, 17-20 settembre 2007* (Abstract p. 137).
- Zucchetto M., Franco A., Malavasi S., Pranovi F., Franzoi P., Torricelli P., Habitat distribution models for fishery and threatened species in the Venice Lagoon. – *1st Congress LaguNet (Italian network for lagoon research) and 3rd European Conference on Lagoon Research, Napoli, Italy, 19-23 November 2007*. (Abstract p. 155)
- Coraci E., Franco A., Franzoi P., Pastres R., Pranovi F., Pugnetti A., Sfriso A., Soldatini C., Tagliapietra D., Torricelli P., Zucchetto M., 2007. Spatial heterogeneity and ecosystem functioning: how to treat it? An example from the Venice Lagoon. – *1st Congress LaguNet (Italian network for lagoon research) and 3rd European Conference on Lagoon Research, Napoli, Italy, 19-23 November 2007*. (Abstract p. 126)
- Zucchetto M., Pranovi F., Franzoi P., Torricelli P. A mass balance model of the lagoon of Venice: an updating to 2005. *ECEM '07 The 6th European Conference on Ecological Modelling – Challenges for ecological modeling in a challenging world: Global Changes, Sustainability and Ecosystem Based Management. Trieste, Italia. 27-30 Novembre 2007* (Abstract p. 557)
- Pranovi F., Zucchetto M., Pastres R., Franzoi P., Torricelli P. Historical changes of the Venice lagoon ecosystem analysed by using a mass balance model. *ECEM '07 The 6th European Conference on Ecological Modelling – Challenges for ecological modeling in*

- a challenging world: Global Changes, Sustainability and Ecosystem Based Management. Trieste, Italia. 27-30 Novembre 2007 (Abstract p. 427)*
- Zucchetta M., Fiorin R., Franzoi P., Torricelli P. Modelli di distribuzione dell'habitat del gamberetto grigio *Crangon crangon (Linnaeus, 1758)* in laguna di Venezia. *Incontro dei dottorandi in Scienze dei sistemi acquatici. San Michele all'Adige, 14-16 Aprile 2008.* (Abstract p. 37).
- Zucchetta M., Geogalas V., Castaldelli G., Vincenzi S., Franzoi P. Utilizzo di modelli di vocazionalità ambientali per individuare gli habitat di nursery per *Sparus aurata* L. nella Sacca di Goro. *39° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina, Cesenatico (FC), 9-13 giugno 2008 (Abstract pp. 370-371).*
- Zucchetta, M., Franco, A., Torricelli, P., Franzoi, P., 2008. Funzione di nursery della laguna di Venezia: sviluppo di un modello di distribuzione spaziale per i giovanili di *Platichthys flesus* - XVIII S.It.E. National Congress, Parma, Italy, 1-3 September 2008. (Abstract p. 41)
- Franco, A., Zucchetta, M., Franzoi, P., Torricelli, P., 2008. Modello ecologico di classificazione di habitat in laguna di Venezia basato sulla comunità ittica - XVIII S.It.E. National Congress, Parma, Italy, 1-3 September 2008. (Abstract p. 104)
- Geogalas V., Zane S., Zucchetta M., Franzoi P., Malavasi S., Torricelli P. Scelta dell'habitat e comportamento sociale in giovanili di orata *Sparus aurata*. XVIII Congresso della Società Italiana di Ecologia, Parma, Italia, 1-3 settembre 2008 (Abstract p. 104).
- Zucchetta M., Franco A., Torricelli P., Franzoi P., *Platichthys flesus* in the Venice lagoon: habitat distribution modelling. 7th International Flatfish Symposium (IFS), Sesimbra, Portugal, 2-7 November 2008 (Abstract p. 58).
- Franco, A., Fiorin, R., Zucchetta, M., Franzoi, P., 2008. *Platichthys flesus* in the Venice lagoon: population structure and production. 7th International Flatfish Symposium (IFS), Sesimbra, Portugal, 2-7 November 2008. (Abstract p. 38)
- Franco A, Zucchetta M., Franzoi P., Torricelli P. An ecological model for fish habitat classification in the Venice lagoon. 9th International Littoral conference. Venezia, 25-28 Novembre 2008 (Abstract p. 107).
- Zucchetta, M., Franco, A., Torricelli, P., Franzoi, P., 2009. Using habitat distribution models to identify nursery areas in the Venice lagoon. *Biologia Marina Mediterranea - XL S.I.B.M. Congress, Livorno, Italy, 26-28 May 2009.* (Abstract p. 202).
- Franco, A., Fiorin, R., Franzoi, P., Torricelli, P., Zucchetta, M., 2009. The nursery value of Mediterranean lagoon habitats for flounder juveniles. *Biologia Marina Mediterranea - XL S.I.B.M. Congress, Livorno, Italy, 26-28 May 2009.* (Abstract p. 196)
- Pranovi, F., Coraci, E., Franco, A., Franzoi, P., Lovato, T., Malavasi, S., Pastres, R., Rubino A., Zucchetta, M., Torricelli, P., 2009. Conservation and evolution of the Venice lagoon habitats: effects of climate changes and management strategies. *Corila Annual Meeting 2009, Venezia, Italy, 6-7 July 2009.* (Abstract pp. 10-11).
- Albores-Barajas, Y.V., Baldaccini, N.E., Brigolin, D., Coraci, E., De Leo, G., Facca, C., Franco, A., Franzoi, P., Volpi Ghirardini, A., Losso, C., Pastres, R., Pranovi, F., Pugnetti, A., Sburlino, G., Sfriso, A., Sigovini, M., Soldatini, C., Tagliapietra, D., Torricelli, P., Vincenzi, S., Zanatta, K., Zucchetta, M., 2009. Morphology and lagoon habitats. *Corila Annual Meeting 2009, Venezia, Italy, 6-7 July 2009.*(Abstract pp. 90-91).
- Zucchetta, M., Pellizzato, M., Goldin, B., Torricelli, P., Franzoi, P. 2009. Habitat distribution model for manila clam juveniles in the Venice lagoon. *ECSA 45th International Conference, Dublin, Ireland, 29 August – 4 September 2009.*

Brigolin, D., Savenkoff, C., Zucchetto, M., Pranovi, F., Franzoi, P., Torricelli, P., Pastres, R. Modelling the food web of the Venice lagoon: a comparison between inverse models, IM, and Ecopath. *ECSA 45th International Conference, Dublin, Ireland, 29 August – 4 September 2009.*

Zucchetto M., Franco A., Malavasi S., Torricelli P., Franzoi P., 2009. Habitat distribution models for two sand gobies in the Venice Lagoon. *4th European Conference on Coastal Lagoon Research, Montpellier, France, 14 – 18 December 2009.* (Abstract p. 177)

Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Zucchetto M., Torricelli P., 2009. Population status and distribution of sand gobies in a lagoon S.C.I. *4th European Conference on Coastal Lagoon Research, Montpellier, France, 14 – 18 December 2009.* (Abstract p.137)

8.1.3 Partecipazioni a workshop

Partecipazione al workshop “*Habitat Mapping of Flatfish Populations*”, 2 novembre 2008, Sesimbra, Portogallo.

8.2 Materiale supplementare relativo al par. 3.2

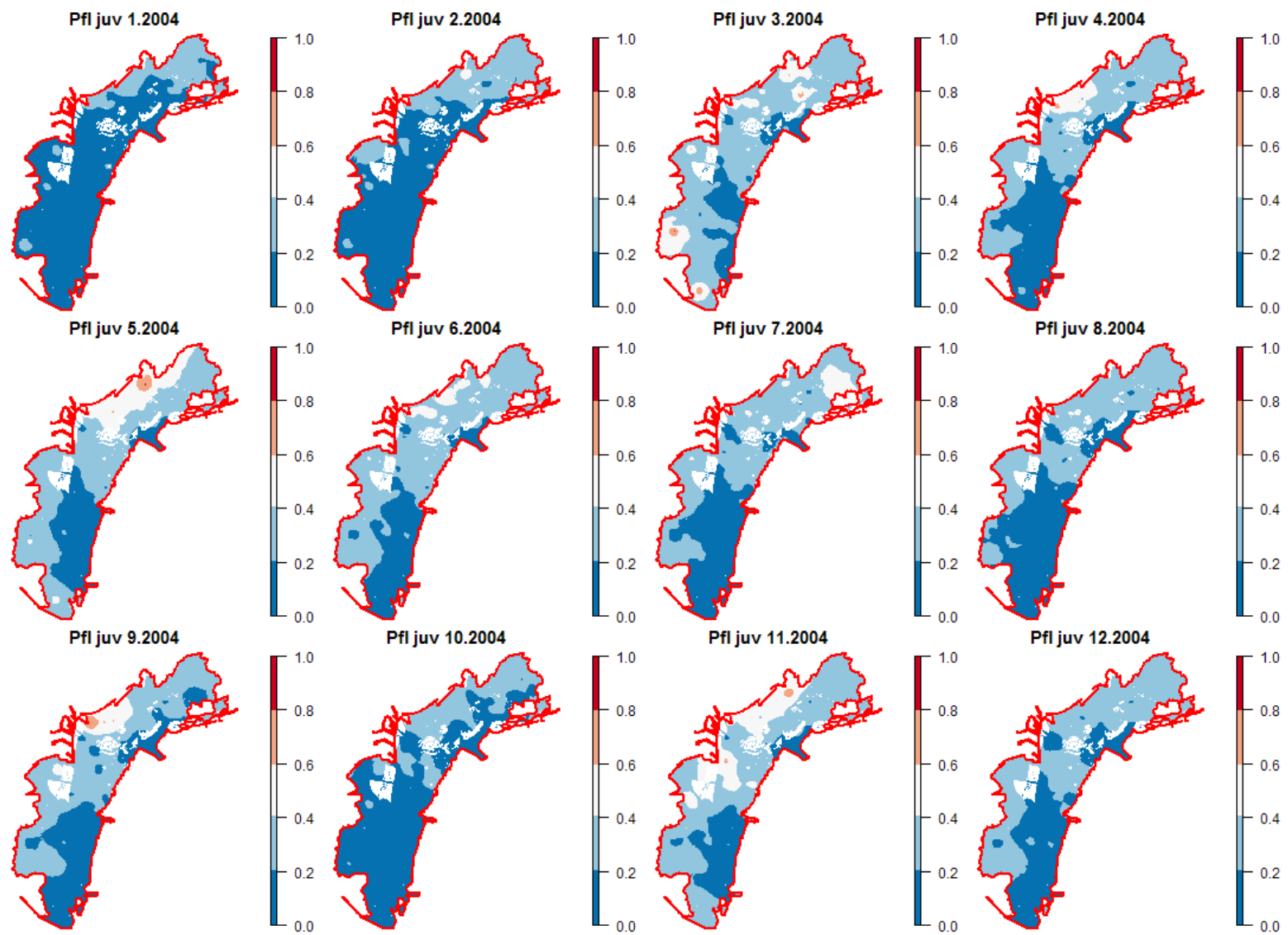


Figura 8-1. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili di *Plathichthys flesus* per il 2004

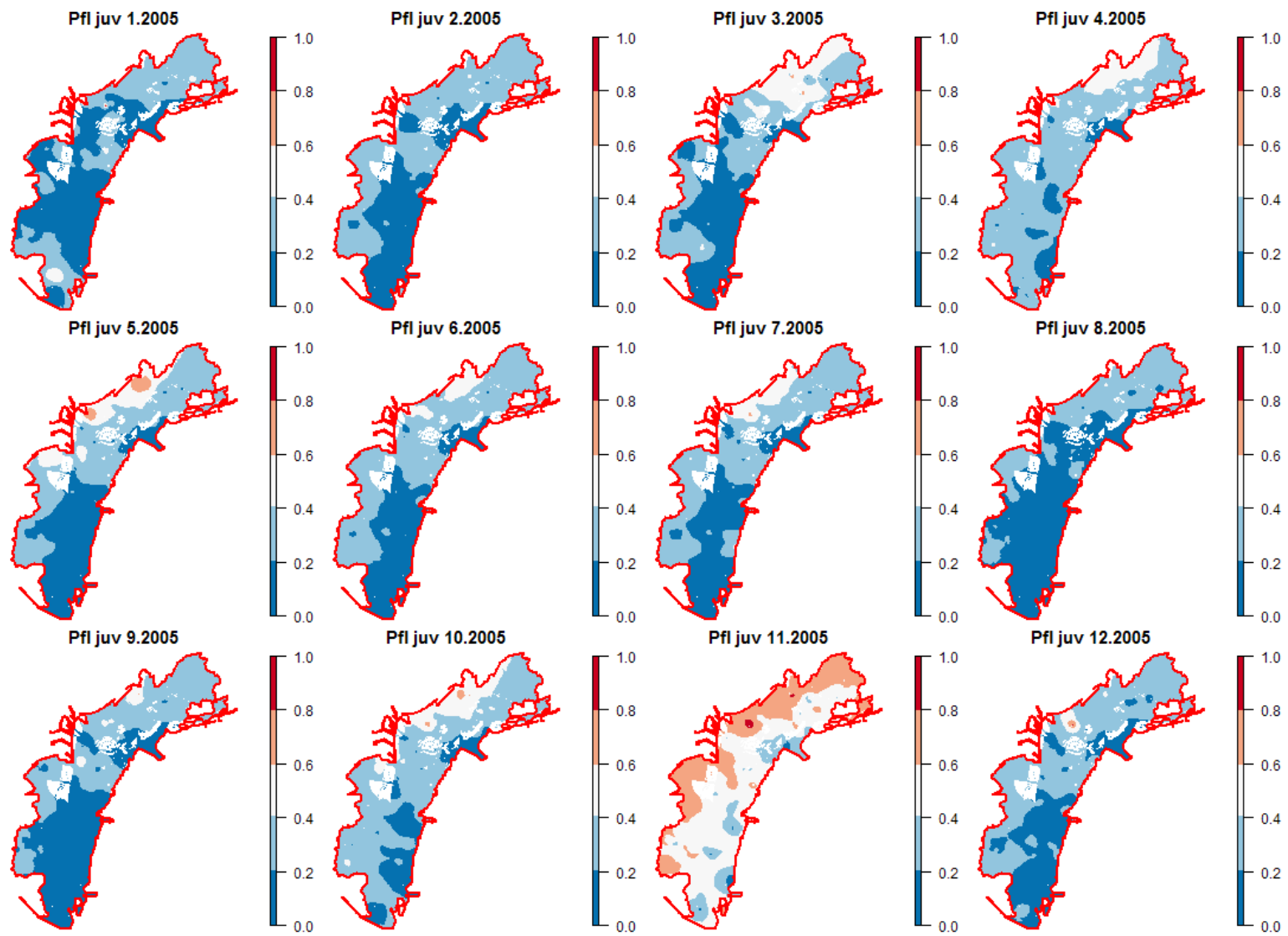


Figura 8-2. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili di *Plathichthys flesus* per il 2005

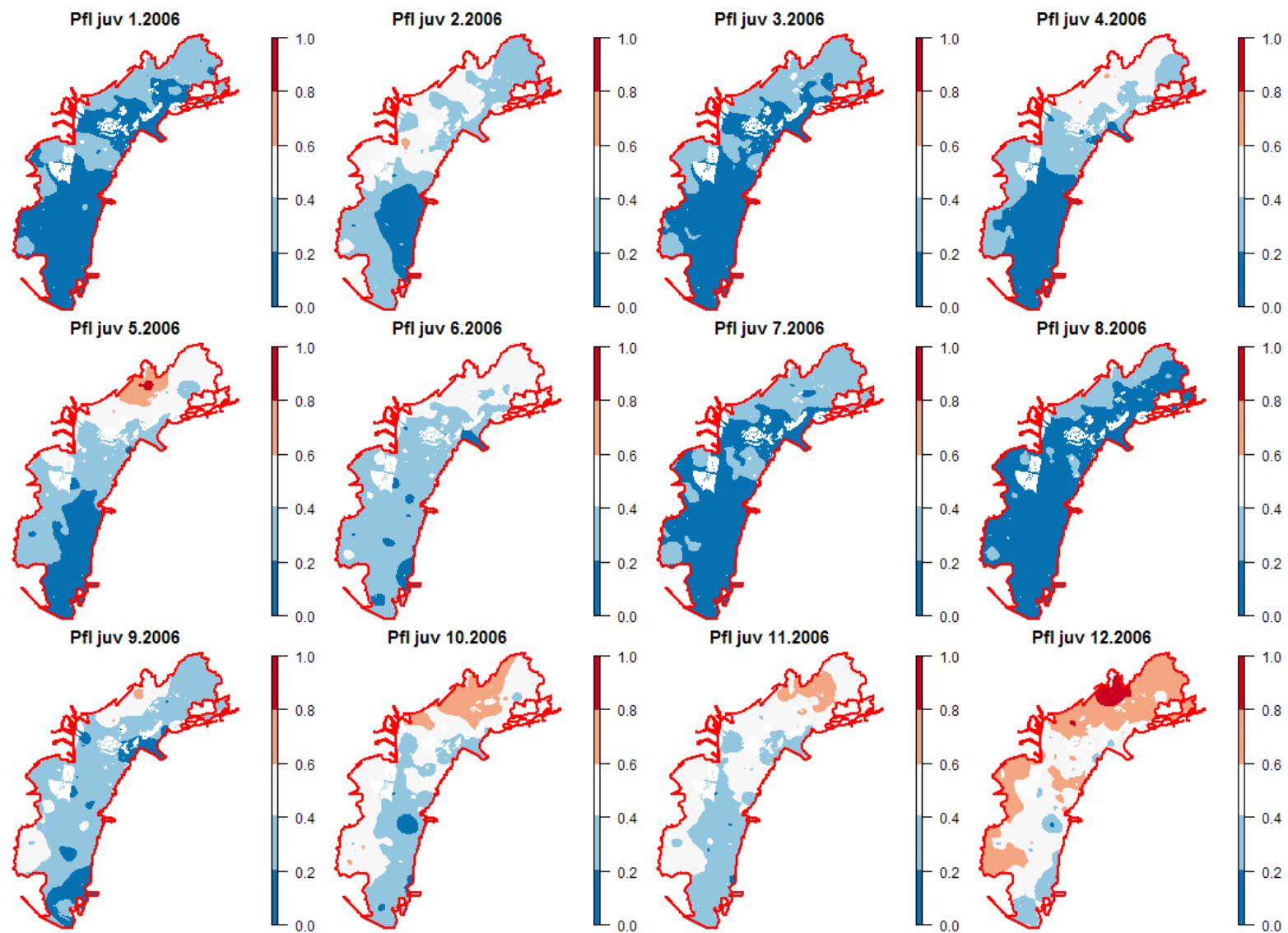


Figura 8-3. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili di *Plathichthys flesus* per il 2006

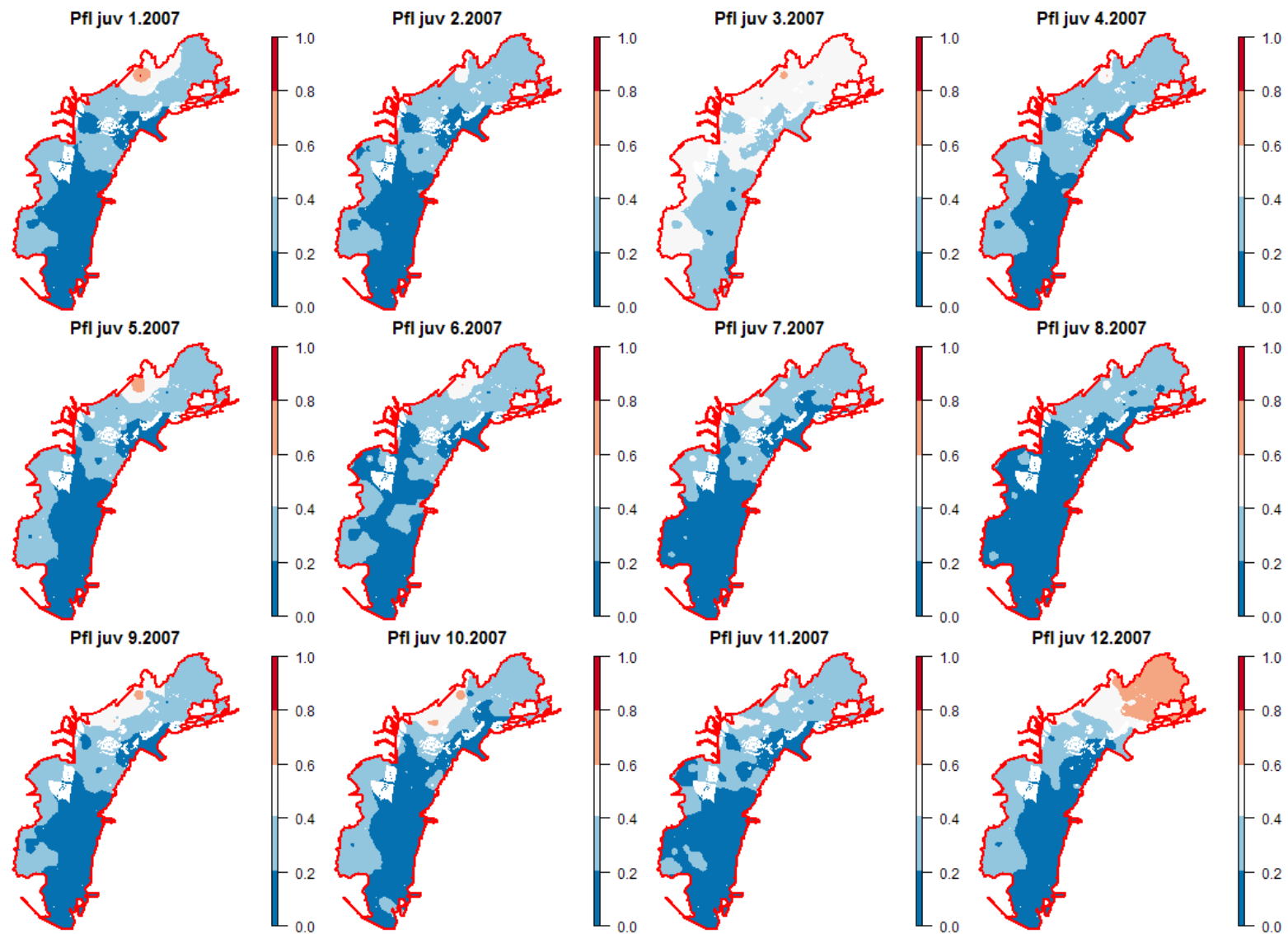


Figura 8-4. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili di *Plathichthys flesus* per il 2007

8.3 Materiale supplementare relativo al par. 3.3

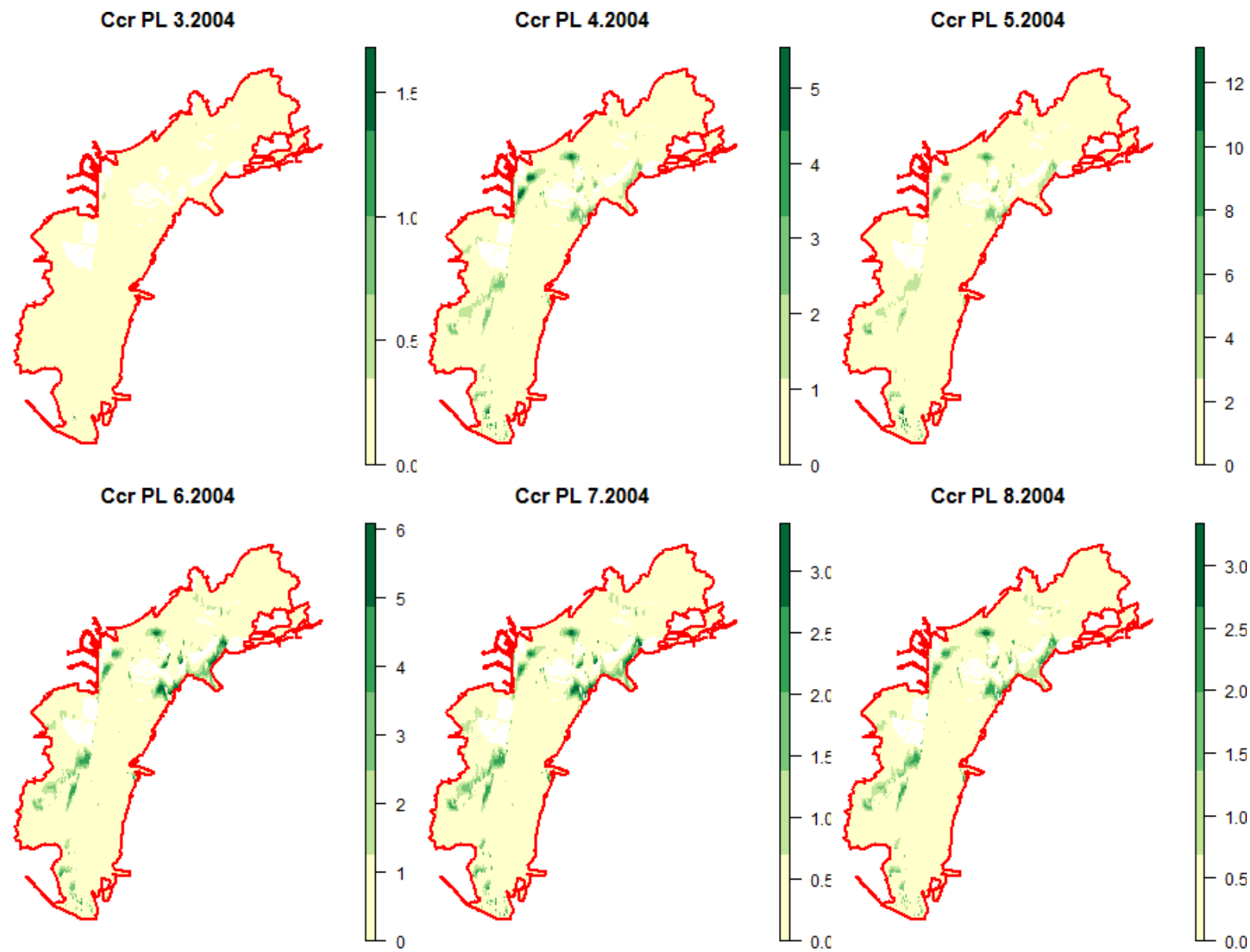


Figura 8-5. Mappe della distribuzione potenziale media delle *postlarve* di *Crangon crangon* per il 2004

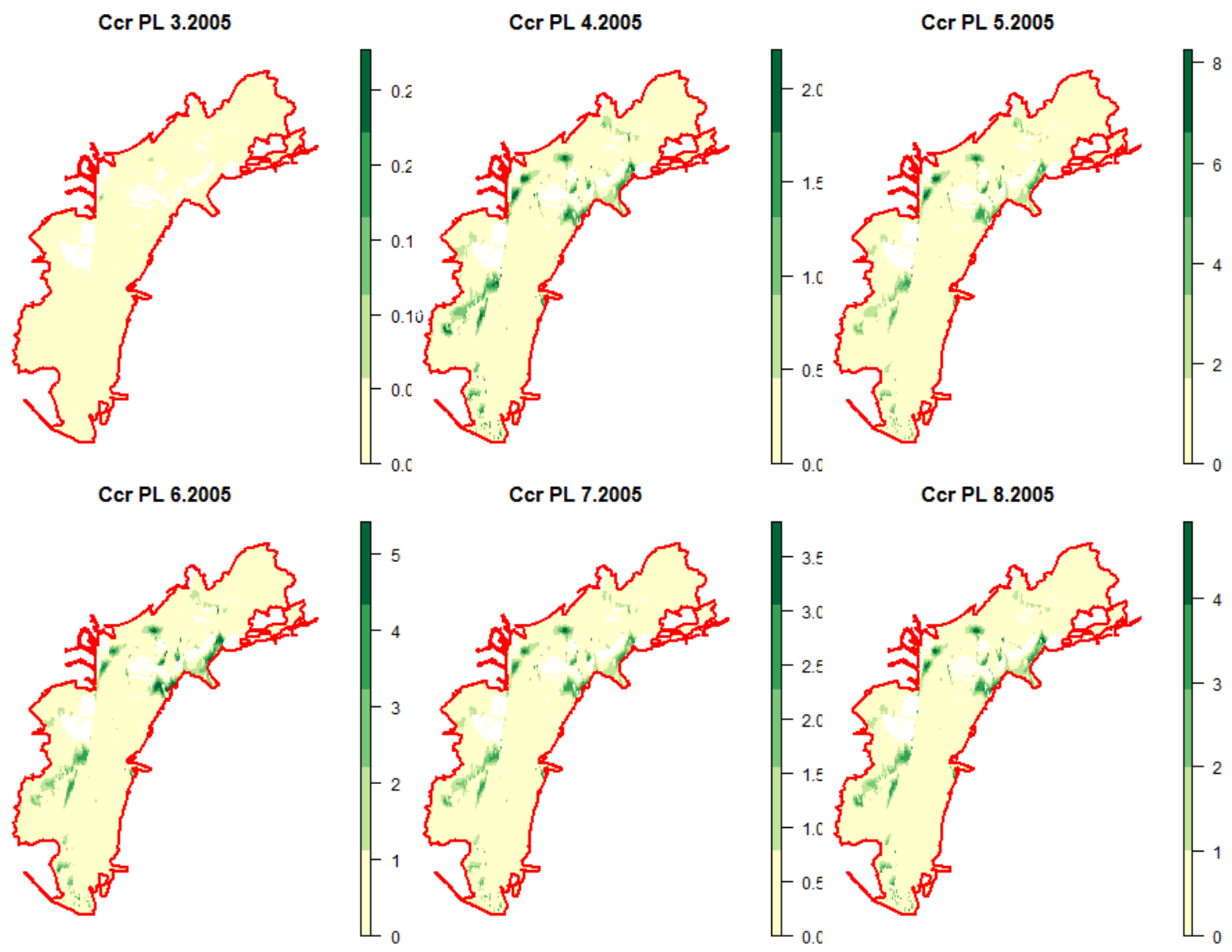


Figura 8-6. Mappe della distribuzione potenziale delle *postlarve* di *Crangon crangon* per il 2005

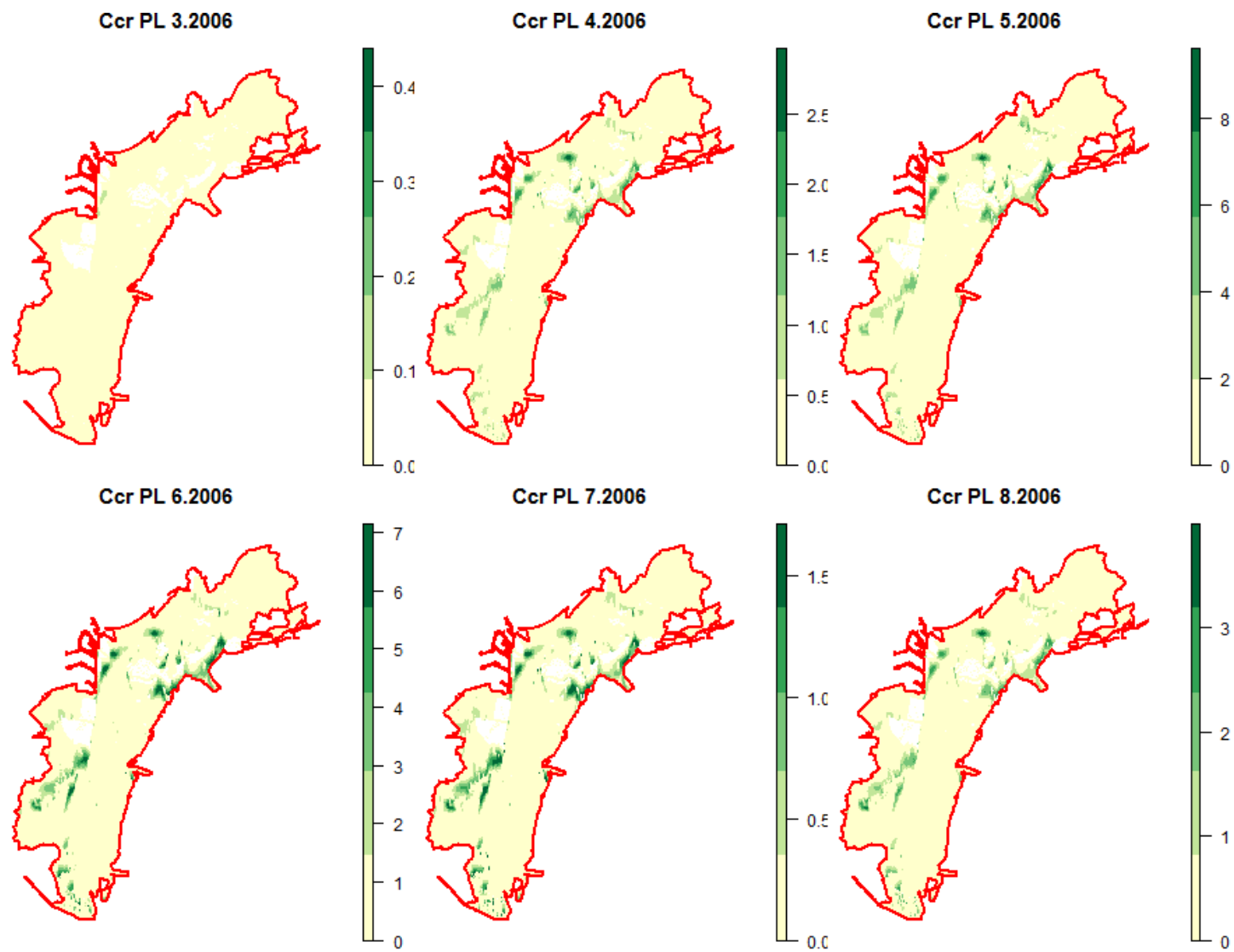


Figura 8-7. Mappe della distribuzione potenziale delle *postlarve* di *Crangon crangon* per il 2006

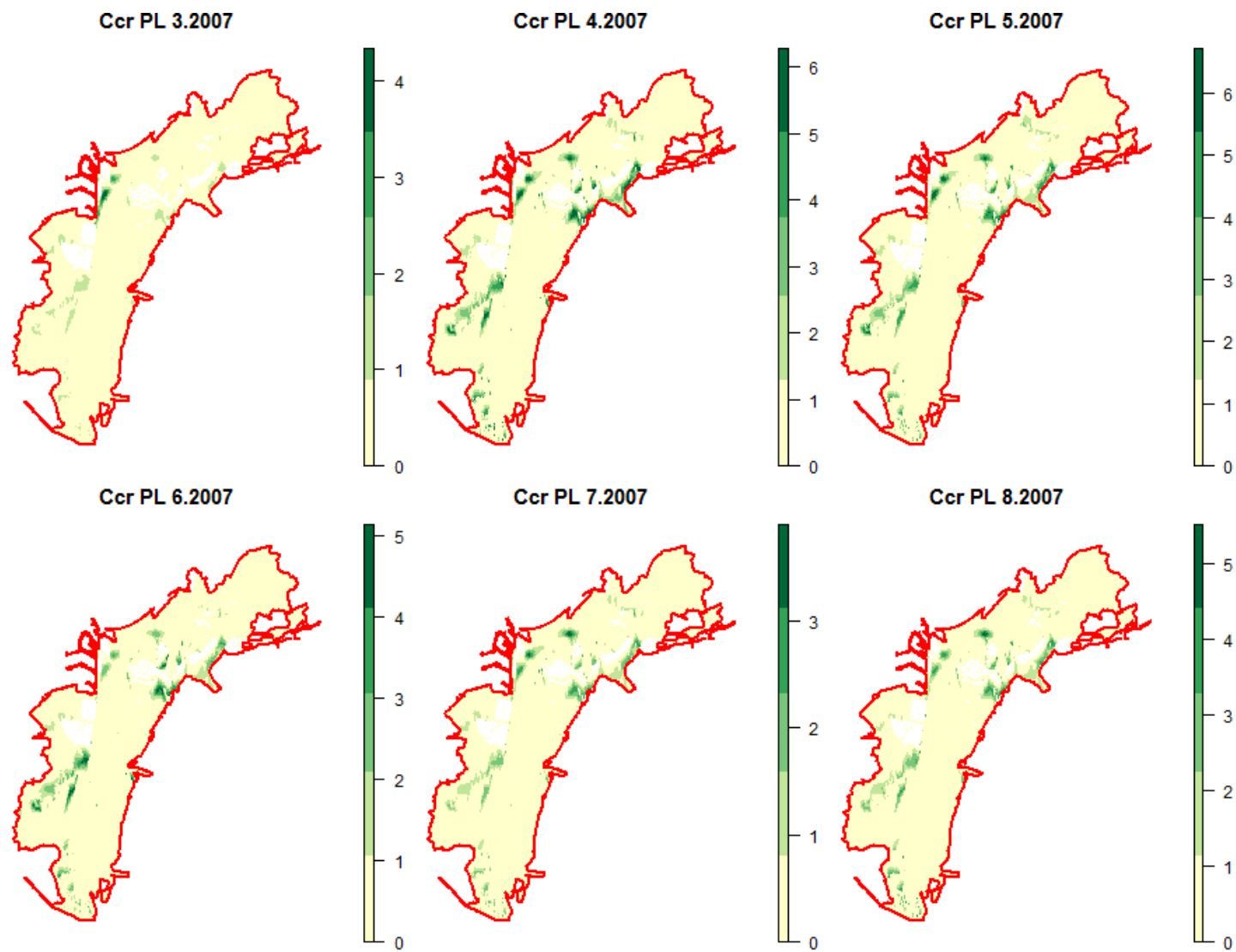


Figura 8-8. Mappe della distribuzione potenziale delle *postlarve* di *Crangon crangon* per il 2007

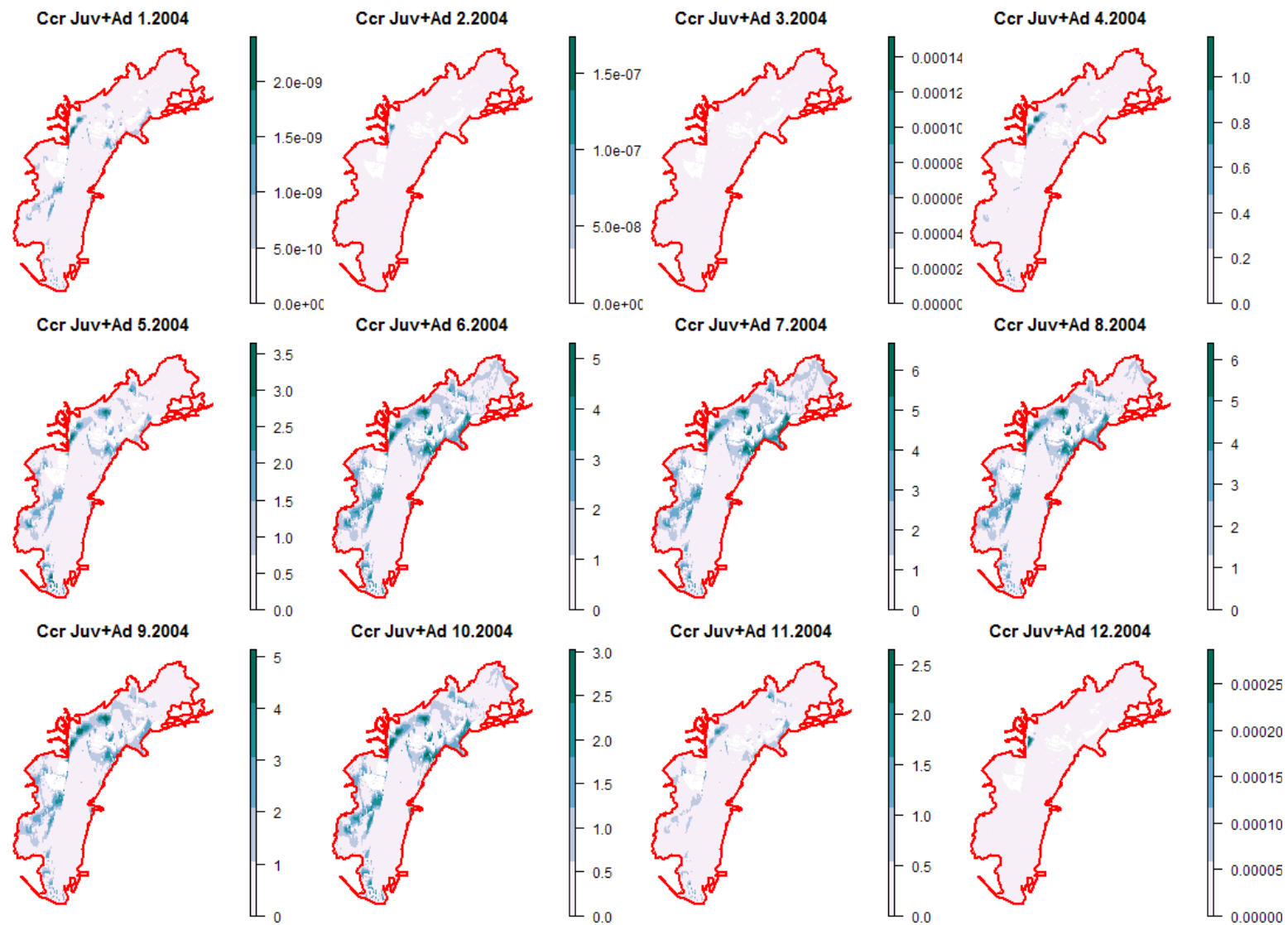


Figura 8-9. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili e degli adulti di *Crangon crangon* per il 2004

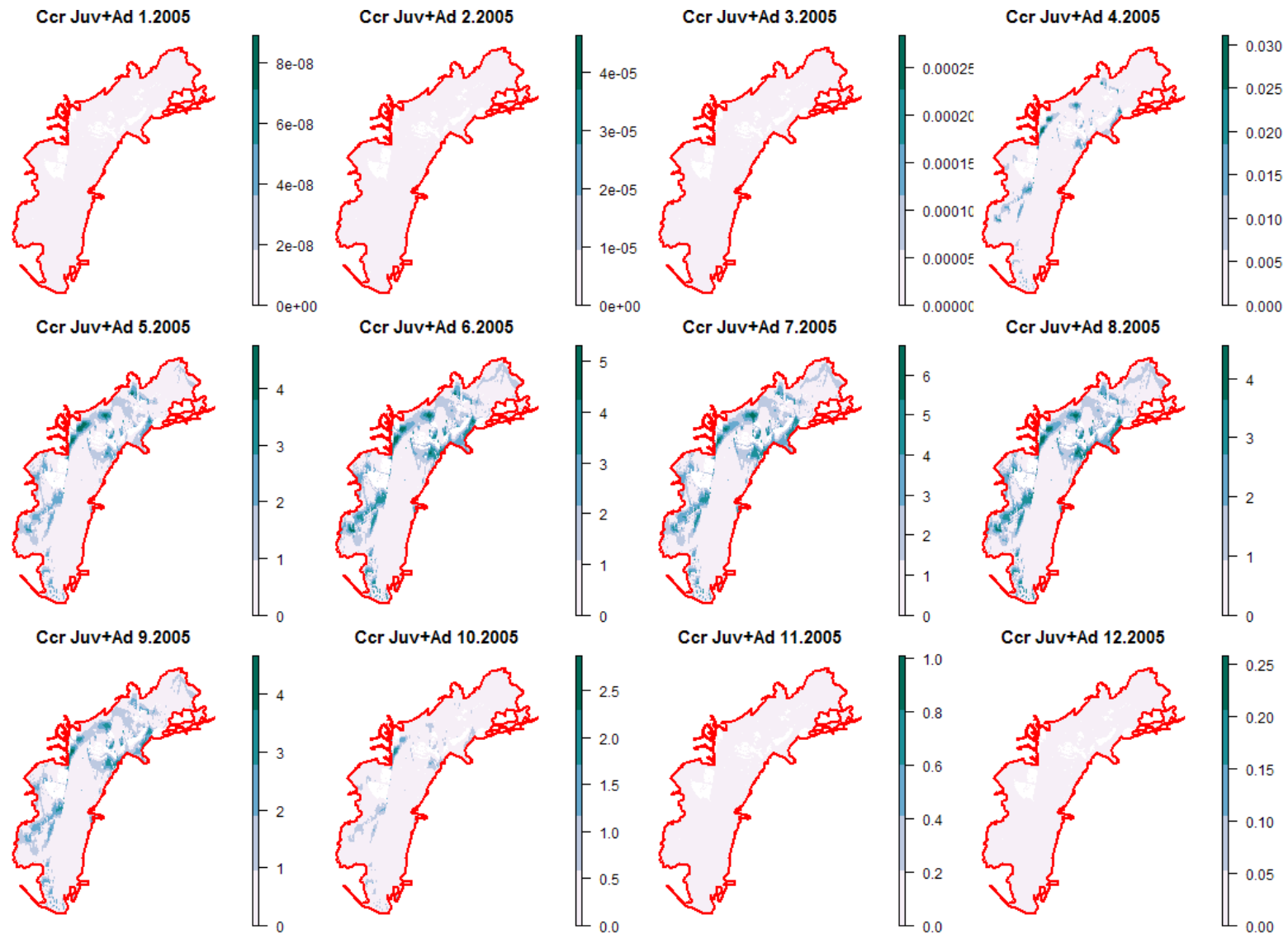


Figura 8-10. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili e degli adulti di *Crangon crangon* per il 2005

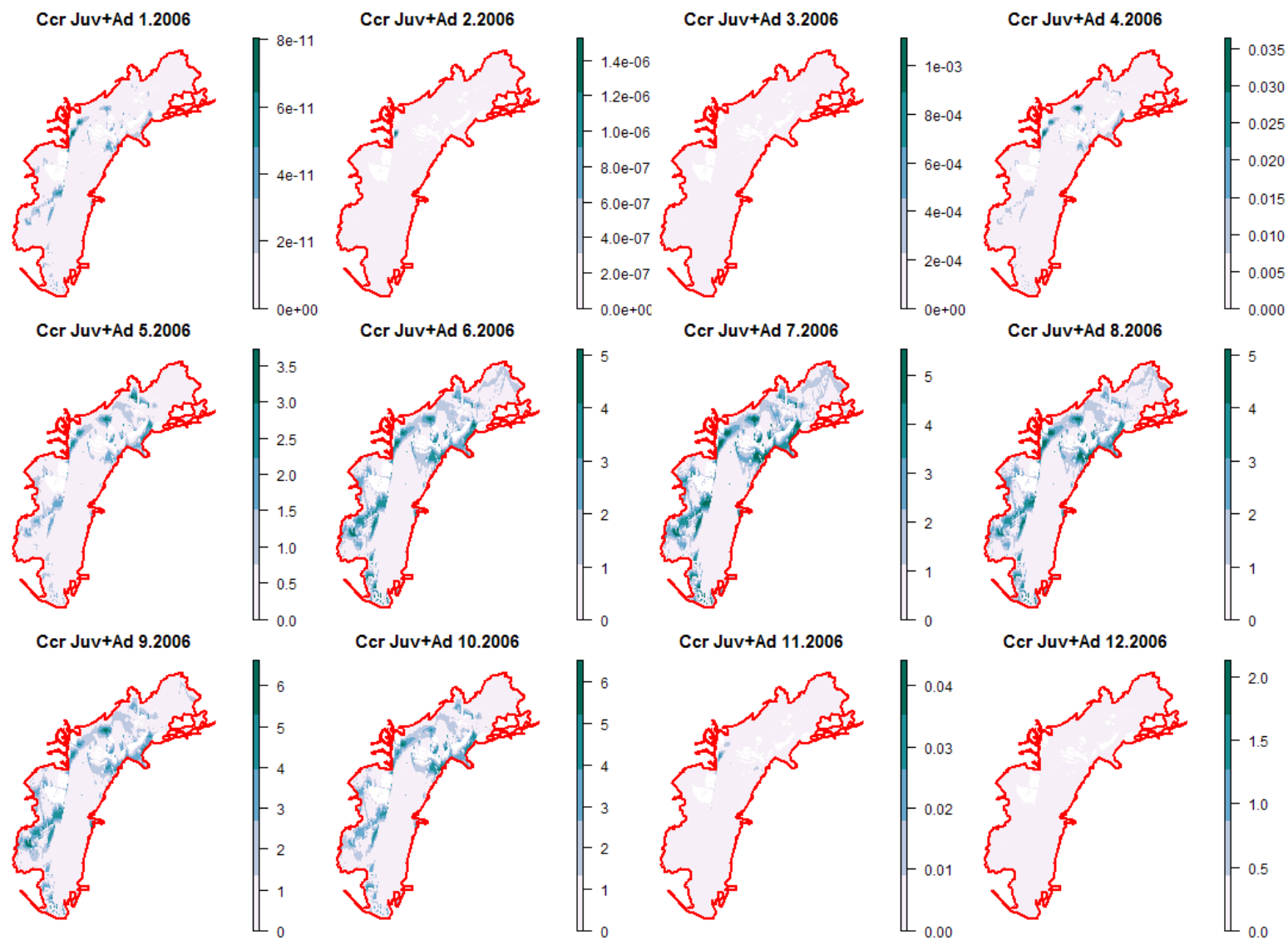


Figura 8-11. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili e degli adulti di *Crangon crangon* per il 2006

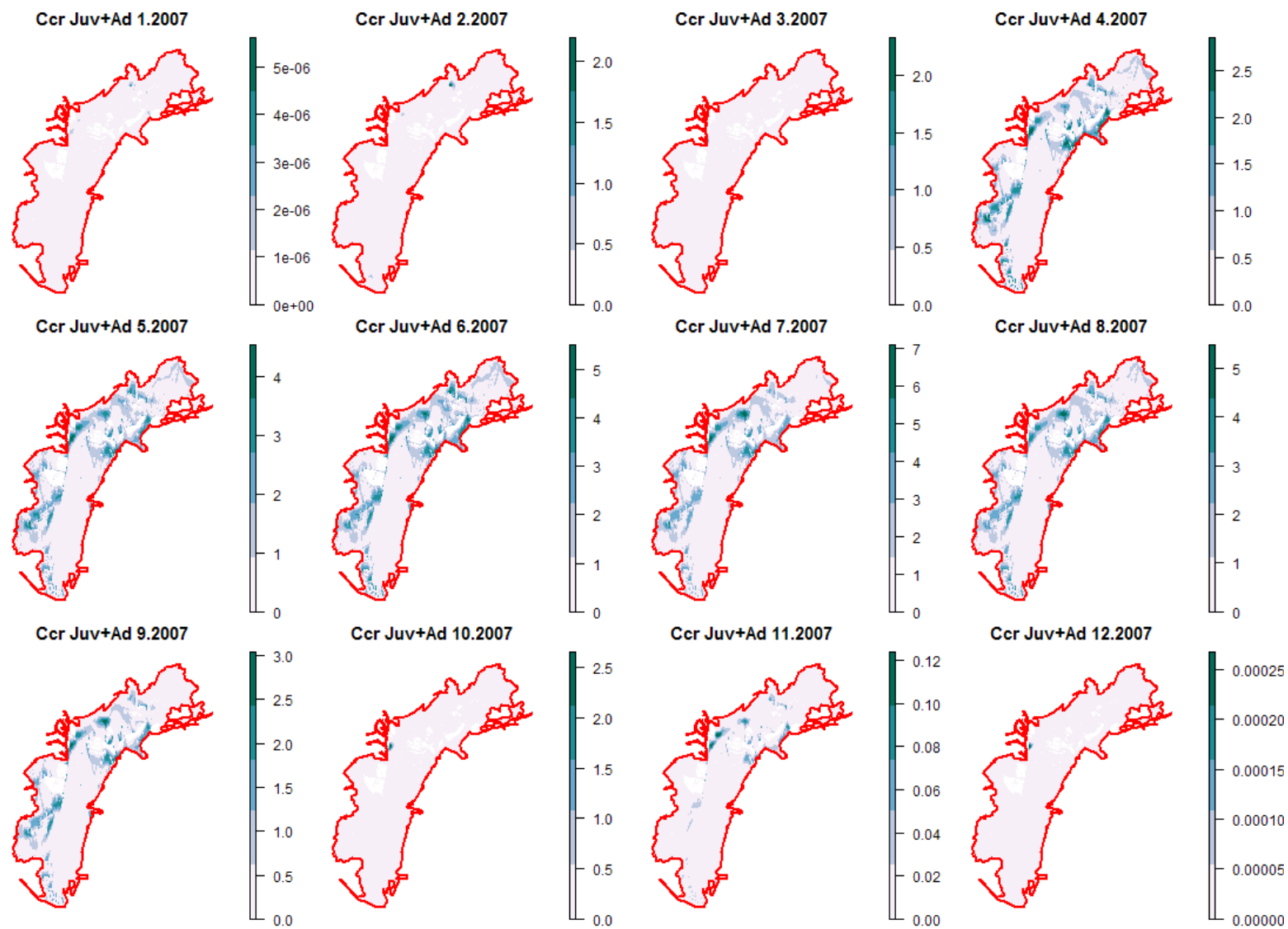


Figura 8-12. Mappe della distribuzione potenziale dei giovanili e degli adulti di *Crangon crangon* per il 2007

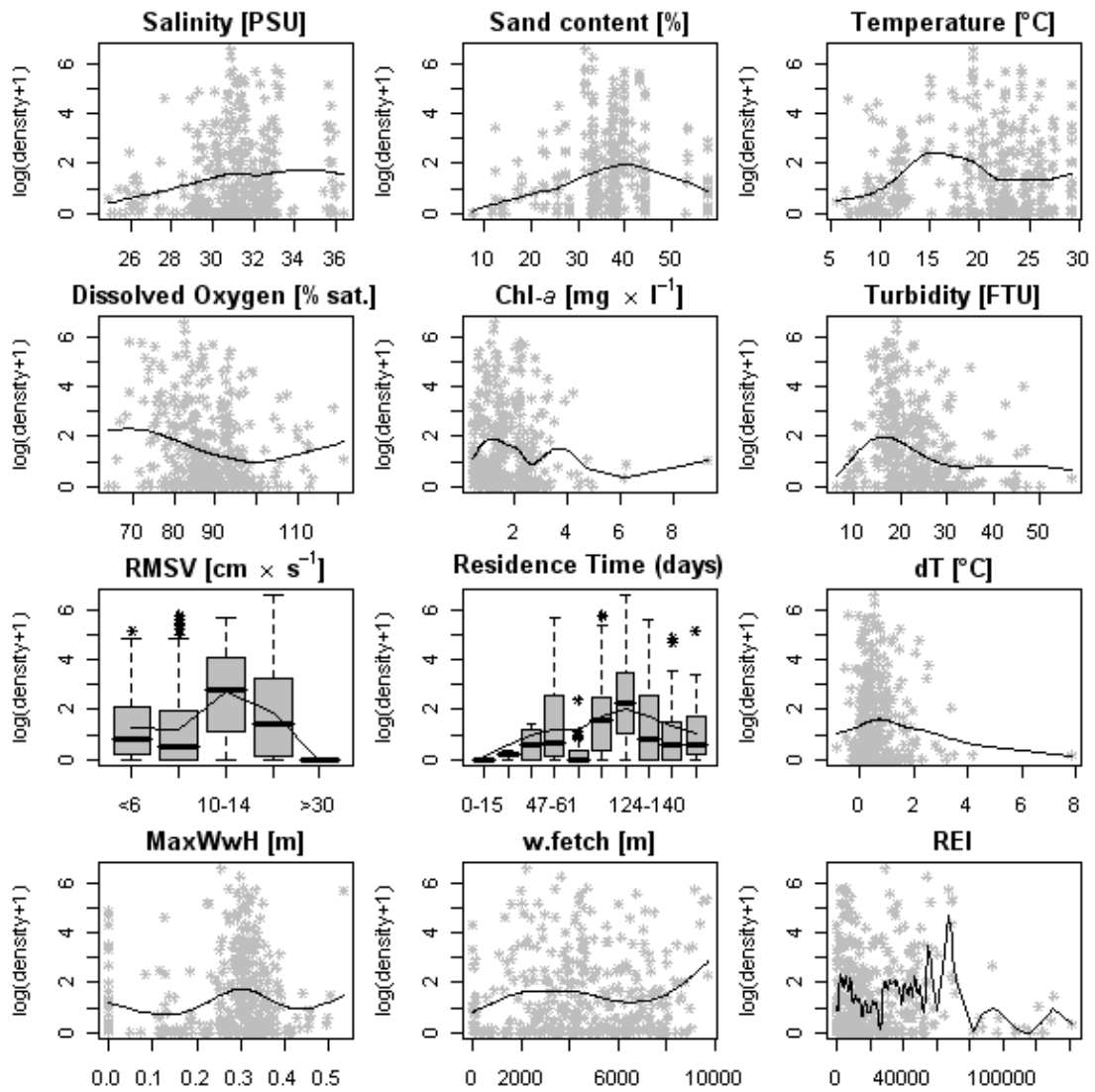


Figura 8-13. Scatterplot delle densità del seme di vongola contro le variabili ambientali prese in esame per la calibrazione del modello dell'habitat.

Tabella 8-2. AIC e AICc calcolati durante la fase di selezione stepwise del modello del seme di *R. philippinarum*.

modello	k	AIC					AICc						
		0.7	0.75	0.8	0.85	0.9	0.95	0.7	0.75	0.8	0.85	0.9	0.95
full	48.00	867.67	876.82	889.66	911.59	917.25	909.73	893.01	902.15	915.00	936.92	942.58	935.07
lin	20.00	950.23	971.62	993.74	1022.59	1050.76	1084.84	956.11	977.50	999.62	1028.47	1056.64	1090.73
lin&inter	38.00	884.36	896.28	910.30	925.86	942.38	945.51	900.55	912.46	926.48	942.04	958.56	961.69
lin&poly	30.00	921.29	937.16	957.15	986.02	1024.83	1043.87	931.99	947.86	967.85	996.72	1035.53	1054.57
null	1.00	1087.44	1117.45	1149.94	1182.23	1225.19	1269.59	1089.48	1119.49	1151.99	1184.27	1227.23	1271.64
selected	28.00	866.94	878.41	895.02	915.84	947.07	979.01	876.50	887.97	904.58	925.40	956.64	988.57
step01	47.00	867.33	875.71	887.67	911.17	919.41	911.45	891.62	900.01	911.96	935.46	943.70	935.75
step02	46.00	865.60	873.91	886.11	909.92	917.85	909.50	888.89	897.19	909.39	933.20	941.14	932.79
step03	45.00	865.82	874.69	888.47	907.96	915.90	907.67	888.12	896.99	910.77	930.26	938.20	929.97
step04	44.00	866.14	875.17	887.59	905.97	918.14	905.87	887.48	896.51	908.94	927.32	939.48	927.22
step05	43.00	864.27	874.35	887.98	907.97	923.06	914.49	884.69	894.77	908.40	928.39	943.48	934.91
step06	42.00	867.10	875.65	886.85	906.31	923.04	912.83	886.62	895.17	906.37	925.82	942.56	932.35
step07	41.00	865.12	874.32	886.85	905.92	924.38	916.30	883.76	892.97	905.50	924.57	943.03	934.95
step08	40.00	865.23	875.78	887.43	904.27	924.31	918.60	883.03	893.58	905.23	922.07	942.11	936.39
step09	34.00	862.89	874.25	891.15	912.40	942.25	947.12	876.14	887.50	904.40	925.65	955.50	960.37
step10	33.00	864.21	873.70	889.58	911.10	940.65	947.48	876.79	886.28	902.16	923.68	953.23	960.06
step11	32.00	863.64	872.40	888.27	911.07	938.72	949.59	875.57	884.33	900.20	923.00	950.65	961.52
step12	31.00	864.10	874.68	890.75	911.77	936.72	953.90	875.40	885.98	902.05	923.07	948.02	965.21
step13	30.00	866.25	876.03	892.25	911.34	936.37	951.93	876.95	886.73	902.95	922.04	947.07	962.63
step14	29.00	868.16	878.71	892.80	914.02	937.50	963.01	878.28	888.83	902.92	924.14	947.63	973.13

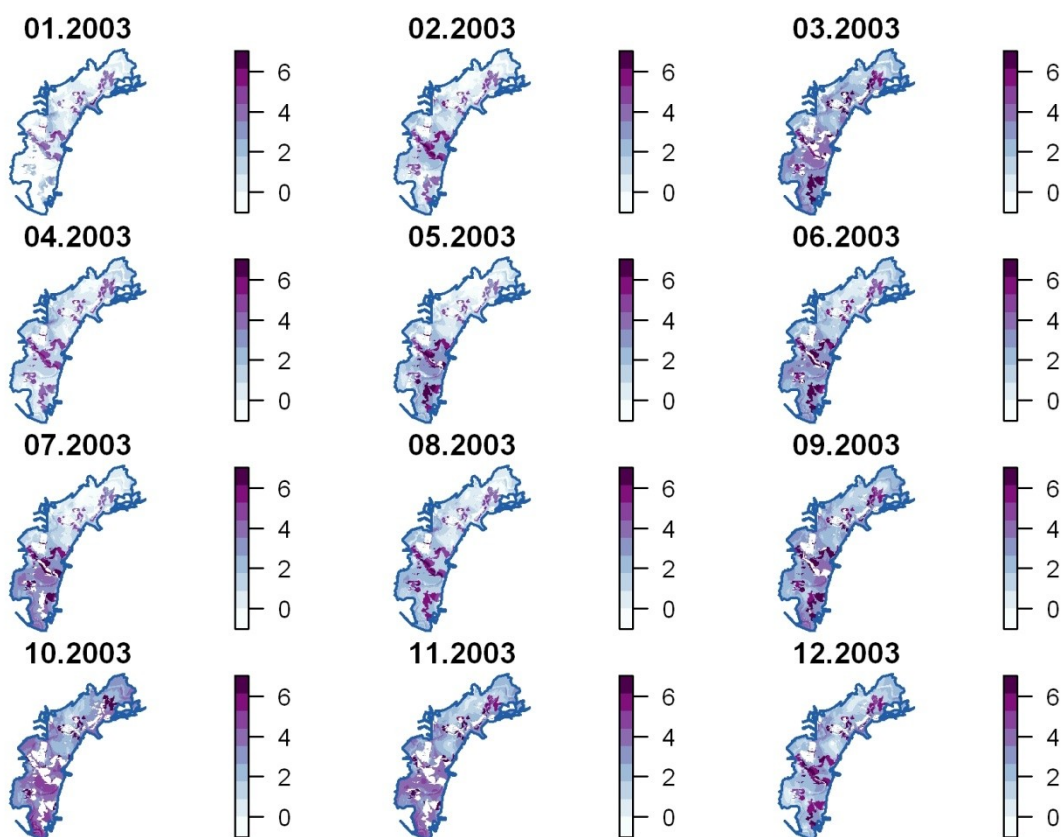


Figura 8-14. Previsioni delle densità potenziali del seme di *R. philippinarum* per il 2003.

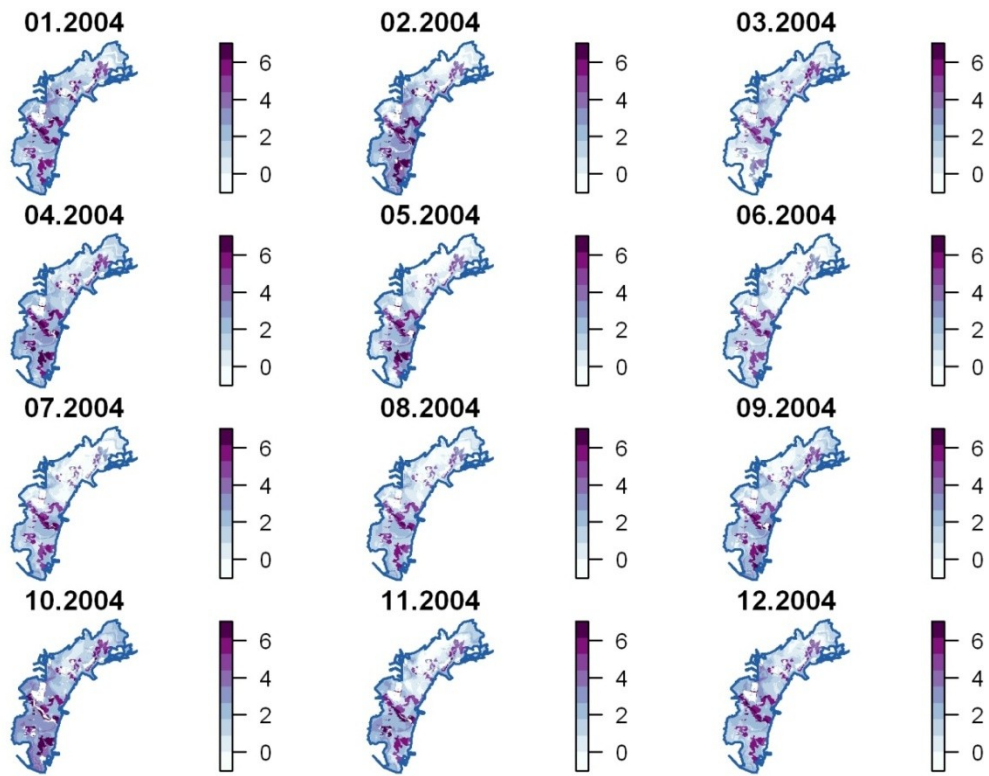


Figura 8-15. Previsioni delle densità potenziali del seme di *R. philippinarum* per il 2004.

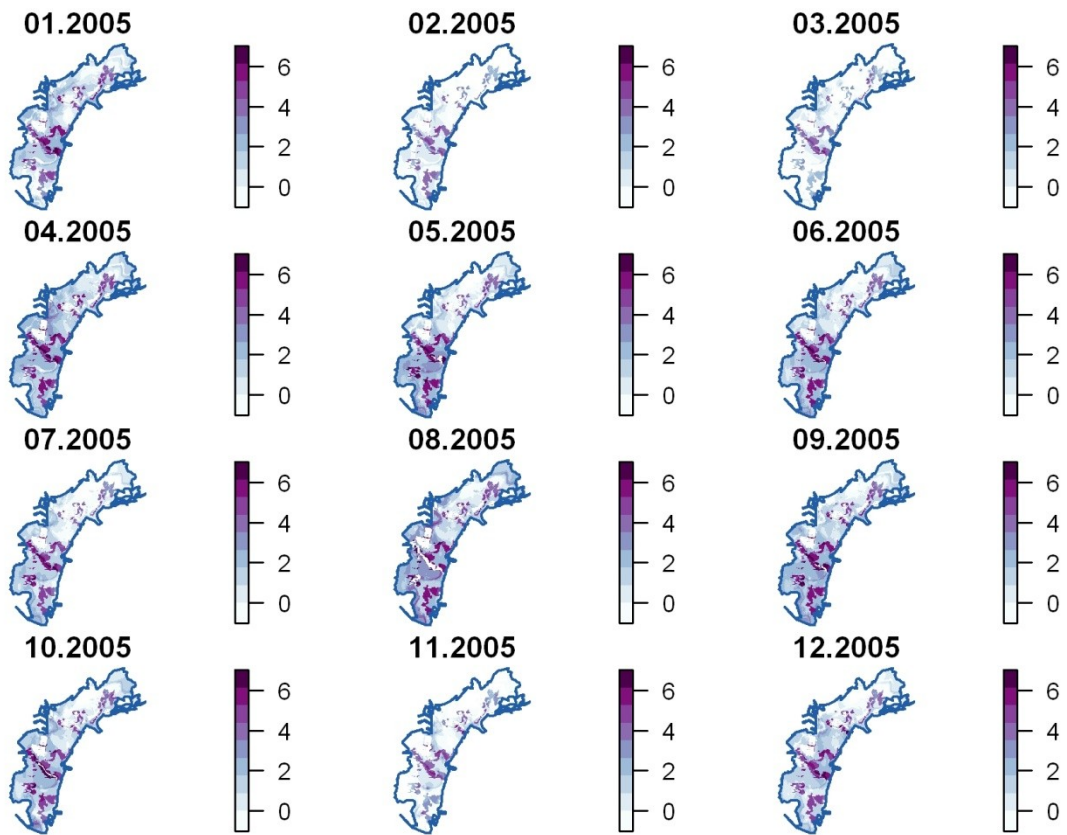


Figura 8-16. Previsioni delle densità potenziali del seme di *R. philippinarum* per il 2005.

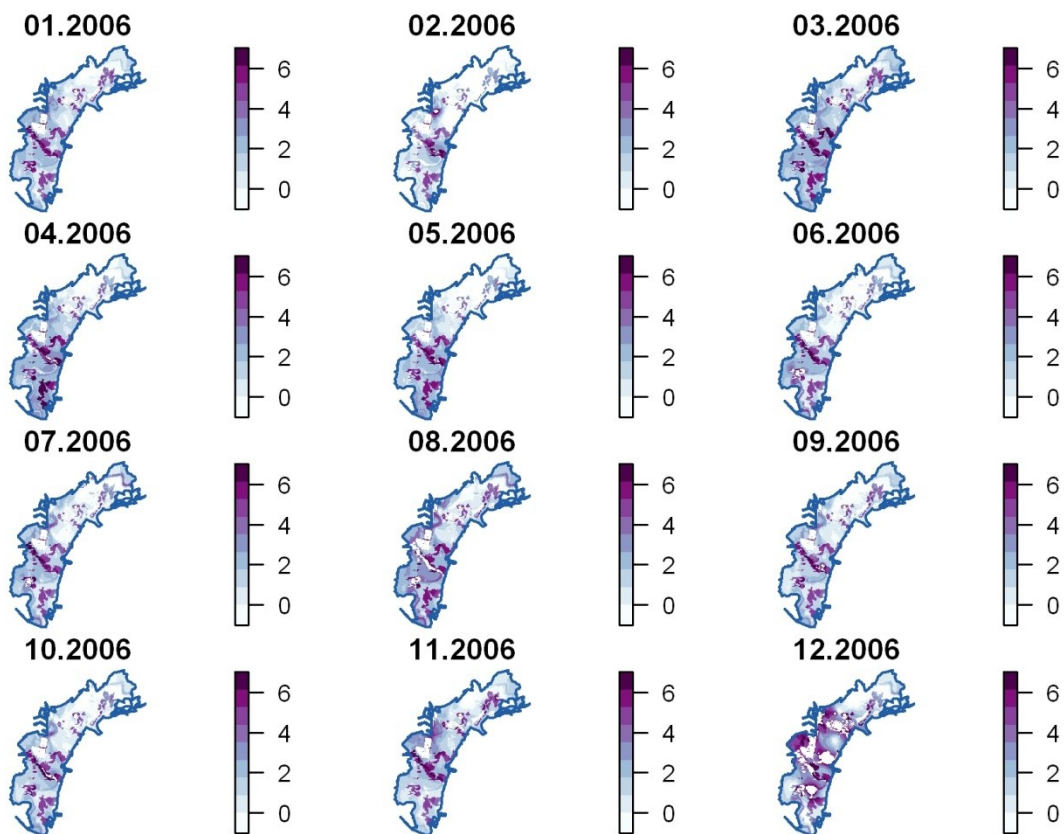


Figura 8-17. Previsioni delle densità potenziali del seme di *R. philippinarum* per il 2006.

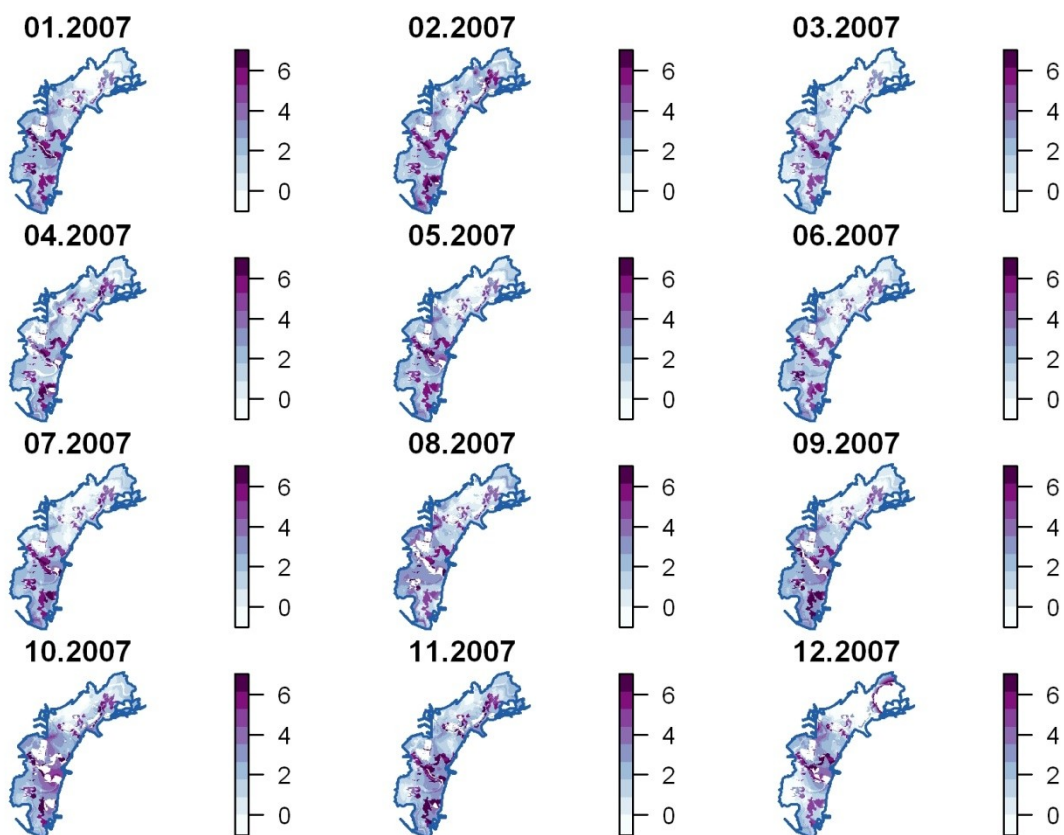


Figura 8-18. Previsioni delle densità potenziali del seme di *R. philippinarum* per il 2007.

Ringraziamenti

Ringrazio il mio tutor, il prof. Piero Franzoi per avermi indirizzato nelle scelte durante il percorso di questo progetto, e per avermi offerto preziosi suggerimenti per la stesura della tesi.

Un particolare ringraziamento va alla prof.ssa Patrizia Torricelli, per avermi offerto la possibilità di sviluppare questa ricerca all'interno del suo gruppo.

Ringrazio l'ing. Giovanni Cecconi e la dott.ssa Claudia Cerasuolo per il sostegno e l'incoraggiamento profusi per tutta la durata della ricerca, per la grande disponibilità nel fornirmi dati e informazioni indispensabili allo svolgimento del progetto e per le stimolanti discussioni sull'argomento.

Ringrazio il dott. Michele Pellizzato, per la sua grande disponibilità, per la quantità di dati che ha messo a disposizione per la ricerca e per le conoscenze che ha cercato di trasmettermi attraverso la sua grande competenza.

Desidero ringraziare il prof. Giulio de Leo e il dott. Simone Vincenzi per avermi offerto la possibilità di confrontarmi su molti aspetti basilari della ricerca.

Un ringraziamento va al dott. Giuseppe Castaldelli, che mi ha permesso di raccogliere le informazioni necessarie sulla Sacca di Goro.

Desidero inoltre ringraziare tutti i membri del gruppo di ricerca con cui lavoro per aver collaborato a vario titolo allo sviluppo di questo progetto, attraverso il lavoro sul campo, quello in laboratorio e lo scambio di idee: Anita Franco, Vyrion Georgalas, Federico Riccato, Riccardo Fiorin, Francesco Cavraro, Elisa Coraci, Stefano Malavasi e Fabio Pranovi.