



Università
Ca'Foscari
Venezia

Corso di Laurea Magistrale in SCIENZE AMBIENTALI
Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici

Tesi di laurea

**ATTIVITÀ SPERIMENTALI E DI MONITORAGGIO PER LA
VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI DELLA SPECIE ALLOCTONA
Callinectes sapidus IN ALTO ADRIATICO**

Relatore

Prof. Piero Franzoi

Correlatori

Dott. Marco Boschiero

Dott. Francesco Cavraro

Dott.ssa Chiara Facca

Laureanda

Matilde Tonolli

Matricola 976538

Anno accademico 2023/2024

Desidero ringraziare il mio relatore, il professor Piero Franzoi per avermi dato la possibilità di sviluppare questo progetto di tesi e per la sua preziosa supervisione. Ringrazio inoltre il dottor Marco Boschiero per l'estrema disponibilità in ogni momento e il fondamentale aiuto durante la stesura del lavoro. Esprimo anche la mia gratitudine al dottor Francesco Cavraro e alla dottoressa Chiara Facca per l'assistenza fornita e la loro costante disponibilità durante lo svolgimento di questo lavoro. Un grazie di cuore a Luca, che nonostante sia entrato da poco nella mia vita mi ha sopportato e supportato in questo capitolo del mio percorso di studi con pazienza, consigli e affetto. Infine, desidero esprimere la mia gratitudine ai miei genitori, che mi hanno permesso di arrivare a questo traguardo sostenendo tutte le mie scelte con grande entusiasmo e costante appoggio.

GLOSSARIO	Pag.
ABSTRACT	1
1. INTRODUZIONE	
1.1 Ambienti costieri e specie alloctone	3
1.2 Distribuzione nel Mar Mediterraneo e del Mar Adriatico	4
1.3 Biologia ed ecologia del granchio blu	8
1.4 Abitudini alimentari	10
1.5 Impatti del granchio blu	12
1.6 Obiettivi della tesi	13
2. MATERIALI E METODI	14
2.1 Monitoraggio della distribuzione e abbondanza della specie	14
2.1.1 Disegno di campionamento	14
2.1.2 Analisi di laboratorio	20
2.1.3 Elaborazione dei dati	22
2.2 Studi comportamentali	23
2.2.1 Feeding Rate: disegno sperimentale	24
2.2.2 Feeding Rate: procedura sperimentale	25
2.2.3 Manipolazione ed Efficienza Alimentare: disegno sperimentale	27
2.2.4 Manipolazione ed Efficienza Alimentare: procedura sperimentale	28
2.2.5 Elaborazione dei dati	29
3. RISULTATI	30
3.1 Caratterizzazione ambientale delle stazioni di campionamento con relativi parametri ambientali	30
3.2 Distribuzione, abbondanza e struttura di popolazione del granchio blu nell'area di indagine	32
3.2.1 Campionamenti con le nasse: Analisi delle abbondanze	32
3.2.2 Campionamenti con le nasse: Efficienza di cattura delle diverse nasse utilizzate	38
3.2.3 Campionamenti con le nasse: Struttura di popolazione e analisi biometriche	40
3.2.4 Campionamento con le "tresse con bertovelli"	42
3.3 Analisi comportamentale	46
3.3.1 Feeding Rate	46
3.3.2 Manipolazione ed Efficienza Alimentare	49
4. DISCUSSIONE	53
5. CONCLUSIONI	58
6. REFERENZE	60
7. APPENDICE	71

ABSTRACT

Il granchio blu (*Callinectes sapidus*) è elencato tra le 100 peggiori specie invasive introdotte nel Mediterraneo. Il suo successo è garantito dalla sua tolleranza ad un ampio range di condizioni abiotiche, dall'elevata fertilità, dalle grandi dimensioni corporee e dal suo comportamento aggressivo, riuscendo ad imporsi con successo come predatore e competendo con le altre specie per il cibo e lo spazio. Dato l'elevato potenziale invasivo e il comportamento aggressivo di *C. Sapidus*, l'obiettivo di questa tesi è stato valutare l'impatto di questa specie sull'attività di pesca, sull'ecosistema dell'Alto Adriatico e sulla predazione di altre specie, monitorandone la distribuzione e l'abbondanza ed effettuando studi comportamentali sull'alimentazione in ambiente controllato. Per valutare la distribuzione e l'abbondanza della specie sono stati effettuati dei campionamenti da giugno a novembre 2023 in siti con caratteristiche differenti, testando diversi metodi di cattura. Le analisi morfometriche rilevano differenze statisticamente significative nella struttura di popolazione di *C. sapidus* negli habitats in oggetto di studio evidenziando anche le differenze di abbondanza e struttura temporale su base stagionale. Anche nei metodi di cattura si evidenziano differenze statisticamente significative. Inoltre, confrontando i dati delle campagne svolte nel 2023 con i dati pregressi da settembre 2020 a giugno 2021 è emerso come le presenze e le abbondanze di questa specie sono andate rapidamente aumentando nel corso del 2023, soprattutto a partire dai mesi caldi. Relativamente all'analisi comportamentale, 16 esemplari vivi (8 femmine e 8 maschi), sono stati analizzati per valutare gli impatti del granchio blu sulle vongole filippine (*Ruditapes philippinarum*) attraverso due esperimenti aventi l'obbiettivo di monitorare la manipolazione e il tasso di predazione di *C. sapidus* su *R. philippinarum*. Grazie a questi studi si è potuto osservare come gli esemplari maschi abbiano una maggior pressione predatoria rispetto alle femmine con una preferenza per *R. philippinarum* di taglia medio/grande. Si è potuto inoltre osservare come, per tutti i granchi oggetti di studio, la velocità di consumo è stata molto più lenta per le vongole di taglia più grande. I risultati sono stati discussi anche in termini di tecnica di apertura e manipolazione della preda.

1. INTRODUZIONE

1.1 Ambienti costieri e specie alloctone

Il Mar Mediterraneo copre un'area di circa 2.51 milioni di km² con una profondità media di 1460 m. Il bacino è tendenzialmente oligotrofico, ma la produttività aumenta notevolmente a ridosso delle coste dove cambia il termoclino e si arricchisce di nutrienti trasportati da fiumi, dilavamento e scarichi urbani (Zavatarelli et al., 1998; Boudouresque, 2004; Bosc et al., 2004). La produzione biologica cresce da Sud a Nord e da Est a Ovest, raggiungendo il suo picco nel Mar Adriatico che risulta anche essere il bacino di pesca più produttivo dell'intera area (Danovaro et al., 1999).

Il biota marino del bacino deriva principalmente dall'Oceano Atlantico e le condizioni chimico-fisiche presenti permettono la sopravvivenza di un'alta percentuale di specie endemiche (Boudouresque, 2004; Tortonese, 1985). Inoltre, il Mar Mediterraneo ospita diverse specie classificate a rischio dall'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUNC) come tartarughe marine, diversi cetacei e *Monachus monachus*, comunemente chiamata Foca Monaca ed elencata nella lista rossa delle specie come vulnerabile (VU) e quindi a rischio di estinzione (Coll et al., 2010).

D'altro canto, negli ultimi decenni il Mar Mediterraneo è stato protagonista di una drammatica invasione di specie aliene invasive, tanto dal punto di vista della flora marina quanto da quello della fauna (Chainho et al., 2015; Mancinelli et al., 2017). In questo contesto, le aree più impattate da questo fenomeno sono le aree costiere ed i sistemi acquatici di transizione come estuari e lagune (Williams e Grosholz, 2008). Questi ecosistemi rappresentano il centro delle attività antropiche che favoriscono la diffusione di specie aliene, come il commercio marittimo (Carlton e Geller 1993; Ruiz et al. 2000), l'acquacoltura (Naylor et al. 2001), il commercio di specie di acquario (Padilla e Williams 2004) e il commercio di frutti di mare ed esche per la pesca sportiva o professionale (Chapman et al. 2003; Weigle et al. 2005). Anche il riscaldamento globale ha un impatto rilevante sulla diffusione di specie aliene, soprattutto a causa dell'innalzamento del livello del mare che genera un cambiamento degli habitat costieri favorendo specie generaliste che possono prosperare in un'ampia varietà di condizioni ambientali (Clark, 1997).

Gli ambienti acquatici di transizione sono corpi idrici costieri caratterizzati da acque salmastre, come conseguenza dalla miscelazione di acqua dolce di origine continentale con l'acqua marina, e da un elevata produttività ecologica. Questi ecosistemi sono caratterizzati da una notevole quantità di plancton, microrganismi, organismi bentonici e necton (Kennish, 2002). Gli ambienti di transizione sono sistemi complessi che cambiano notevolmente in salinità, temperatura, processi di sedimentazione e idrografia e, di conseguenza, possono ospitare habitat diversi supportando molte

specie e la loro interazione ecologica (Kennish, 2002). In questo tipo di ambienti le pressioni antropiche possono facilmente modificare le condizioni ambientali preesistenti a svantaggio delle specie indigene e rendendo questi ecosistemi degli habitat elettivi per le specie invasive (Reise et al., 2006).

Un esempio di ecosistema di transizione è la laguna di Venezia, situata nel Mare Adriatico settentrionale. Questa laguna è caratterizzata da acque poco profonde che ospitano velme intertidali, velme sommerse, barene, canali di navigazione e paludi intertidali. La laguna è separata dal Mare Adriatico da due isole barriera (Lido e Pellestrina) ed è collegata al mare da tre bocche di porto (Punta Sabbioni, Alberoni e Chioggia). L'intera laguna si estende per circa 550 km², e l'escursione media di marea è di 0,40 m durante le maree di quadratura e di 0,80 m durante le maree di sizigia (Molinaroli et al., 2009). Queste variazioni di marea sono il principale meccanismo dello scambio d'acqua nella laguna. Sulla base di fattori idrodinamici ed ecologici, è possibile individuare quattro macro-habitat all'interno della laguna: aree sommerse, aree che emergono solo durante la bassa marea, aree che vengono inondate durante l'alta marea e aree sempre emerse (Silvestri et al., 2003). Come accade in molti ambienti simili, la Laguna di Venezia è stata significativamente sfruttata dall'uomo a partire dal 900 d.C., quando costruzioni e attività umane hanno iniziato a modificare la morfologia dell'area. Erosione, inquinamento e subsidenza minacciano questo ecosistema ancora oggi (Solidoro et al., 2010). Sotto questo punto di vista le aree lagunari più minacciate sono le salt marshes mediterranee, comunemente dette "barene", e le praterie di fanerogame marine (Solidoro et al., 2010; Scapin et al., 2018).

La Laguna di Venezia e gli habitat sopra descritti sono fortemente minacciati dalla diffusione di specie alloctone che, modificando la biodiversità di queste aree, potrebbero potenzialmente modificarne la loro funzione ecologica. La letteratura scientifica dimostra che il numero di specie invasive nel bacino mediterraneo e nelle aree costiere è in continuo aumento arrivando a 71 specie invasive nel 2015 (Marchini et al., 2015). A seconda della loro abbondanza o del livello trofico, le specie aliene impattano sulle popolazioni autoctone sia direttamente che indirettamente. Spesso occupano la stessa nicchia ecologica di specie autoctone che di conseguenza diminuiscono in abbondanza anche fino alla completa sostituzione. In alcuni casi, predano o si nutrono di uova e stadi larvali di altre specie, come nel caso del pesce serra (*Pomatomus saltatrix*, Linnaeus 1766) e della noce di mare (*Mnemiopsis leidyi*, A. Agassiz 1865) (Sfriso et al., 2020).

Dalla creazione del Canale di Suez nel 1869, centinaia di specie marine dell'Indo-Pacifico migrarono dal Mar Rosso al Mediterraneo (Galil et al., 2002), dove hanno invaso nuove aree e modificato la

composizione delle comunità locali, o in alcuni casi modificato la biodiversità regionale (Por, 2010). Mediante competizione alimentare o predazione, le specie invasive possono influenzare le risorse trofiche e alterare la funzione ecologica degli ecosistemi occupati (Galil, 2011; Katsanevakiset al., 2014).

Nel processo di invasione di specie aliene, i crostacei costituiscono un caso emblematico per quanto riguarda i mari Europei dove si contano più di 200 specie aliene (Nunes et al., 2014). Secondo Galil et al. (2014), la maggior parte delle specie esotiche di crostacei che sono state introdotte nel Mediterraneo orientale e occidentale sono arrivate principalmente attraverso il Canale di Suez.

Al giorno d'oggi particolare attenzione è rivolta al granchio blu atlantico *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), originario degli Stati Uniti orientali e considerato una Keystone species ed elemento fondamentale nella catena trofica nella sua area nativa (Mancinelli et al., 2017).

1.2 Distribuzione del granchio blu nel Mar Mediterraneo e del Mar Adriatico

Il granchio blu *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 è un crostaceo decapode appartenente alla famiglia dei Portunidi (Hill et al., 1989) con un'areale di distribuzione che si estende dalla Nuova Scozia all'Uruguay e dall'Argentina al golfo del Messico (Carr et al., 2004; Hill et al., 1989). La presenza della specie è stata registrata anche in Giappone e alle Hawaii (Eldredge, 1995; Doi et al., 2011). Prima del suo ingresso nel Mar Mediterraneo la specie è stata registrata nelle coste atlantiche francesi, 1901 (Kampouris et al., 2020) per poi espandersi rapidamente nelle coste dell'Europa Settentrionale (Nehring, 2011) come mostrato in **Figura 1**. Nel Mediterraneo il primo avvistamento risale al 1949 (Giordani Soika, 1951; Mizzan, 1993) quando venne dapprima avvistato nella Lagune di Caorle e Venezia, nell'alto Adriatico per poi espandersi e in pochi anni divenire una presenza ubiquitaria in quasi la totalità delle coste mediterranee (Ingle, 1997; Galil, 2011; Nehring, 2011; Mancinelli et al., 2017), probabilmente facilitato dal trasporto delle acque di zavorra di navi commerciali (Galil, 2002). Numerosi studi identificano *C. sapidus* come una specie stabilmente presente nel bacino mediterraneo orientale (Pancucci-Papadopoulou et al., 2005; Nehring, 2011; AbdelRazek et al., 2016; Türeli et al., 2016; Kevrekidis e Antoniadou, 2018) mentre sono ancora limitate le informazioni riguardanti il bacino Occidentale e lo stato delle popolazioni nelle coste Adriatiche (Dulčić et al., 2011; Fuentes et al. 2019; Labruno et al., 2019; Box et al., 2020; Glamuzina, 2023).

Segnalazioni non ufficiali riferiscono della presenza della specie nel Mar Egeo già dal 1935 (Kevrekidis, 2019) e commercializzata nei mercati Greci a partire dal 1959. In questo paese i dati sulle abbondanze di *C. sapidus* risultano estremamente variabili, probabilmente a causa di

inquinamento e sovrasfruttamento della specie come risorsa commerciale. Il granchio blu, infatti, risulta presente sporadicamente a partire dal 1963 per quasi sparire dalla regione fino al 1982 (Nehring, 2011). La specie poi torna a stabilirsi nell'area fino a quando, nel 2005, viene definita stabile nelle coste del Mar Egeo (Pancucci-Papadopoulou et al. 2005). A partire dal 2007 la popolazione cresce esponenzialmente della Baia di Methoni inducendo la pesca locale ad aumentare di 7 volte il numero di imbarcazioni da pesca dedicate alla cattura del granchio blu (Kevrekidis e Antoniadou, 2018; Kevrekidis et al., 2023). Ad oggi la specie occupa quasi la totalità delle coste greche e copre un ruolo commerciale importante, anche se con impatti documentati su altri gasteropodi e bivalvi di interesse economico (Bilecenoglu et al. 2013, Perdikaris et al., 2016). Milori et al. (2017) riferisce di primi avvistamenti nelle coste albanesi (nello specifico nella laguna di Viluni), già dai primi anni '80 ma la specie risulta presente stabilmente solo a partire dal 2008 quando venne identificata nella Laguna di Patok (Perdikaris et al., 2016) dopo una segnalazione di pescatori locali del 2006 (Beqiraj e Kashta 2010). La presenza di femmine ovigere e individui giovanili di granchio blu venne considerata una presenza stabile in queste aree a partire dal 2009 (Beqiraj e Kashta, 2010). Ad oggi la specie sembra essere ampiamente diffusa lungo tutte le coste albanesi con serie ripercussioni sulla pesca locale (Hila, 2021).

Lungo le coste croate il primo avvistamento di *C. sapidus* arriva nel 2004 (Onofri et al. 2008) ma solo nel 2010 la specie viene riconosciuta stabile nel territorio a seguito del ritrovamento di femmine ovigere (Dulčić et al., 2011). In queste aree vengono condotti i primi studi sull'ecologia della specie in alto Adriatico dimostrando che la specie riusciva a superare le stagioni fredde di queste aree rimanendo inattiva e quiescente sepolta nel fango (Mancinelli et al., 2016). Tra il 2019 e il 2023 la specie si espande abbondantemente lungo tutta la costa del paese, soprattutto in prossimità di estuari (Cerri et al., 2020; Glamuzina, 2023). In Montenegro *C. sapidus* viene avvistato nel 2006 ma bisogna aspettare il 2017 per la prima rilevazione ufficiale di una femmina ovigera nella riserva naturale di Tivat Solila (Glamuzina et al., 2023). Ad oggi la specie risulta diffusa lungo tutta la costa montenegrina ed è sfruttata a fini commerciali solo sporadicamente da piccole realtà locali alla foce del fiume Boiana (Marković et al., 2021).

Come sopra citato, il primo avvistamento della specie in Italia risale al 1949 nella laguna di Marano (Giordani Soika 1951; Nehring, 2011; Manfrin et al., 2016). Dagli anni '90 al primo decennio 2000 la specie viene rinvenuta solo sporadicamente lungo le coste Italiane dell'Alto Adriatico (Mizzan, 1993; Nehring, 2011; Manfrin et al., 2016). Il primo esemplare avvistato alle foci del fiume Po, nei pressi della Sacca di Goro, risale al 2007 seguito da un numero sempre più alto di avvistamenti anno dopo

anno. Tuttavia, in queste aree non sono registrate campagne di monitoraggio e quindi i dati di abbondanza risultano carenti o poco attendibili (Manfrin et al., 2015). Nel 2014 viene avvistata la prima femmina ovigera della Sacca di Goro, confermando che la specie era stabile e riproduttiva alle foci del Po (Manfrin et al., 2015). A partire dal 2015 si osserva una crescita esponenziale di *C. sapidus* nella Laguna di Grado e Marano e nel Golfo di Trieste, dove non era più stato avvistato dal 1949 (Manfrin et al., 2016).

Nelle acque Abruzzesi la prima rilevazione risale al 2011 (Castriota et al., 2012) mentre in Puglia la specie risulta presente già 11 anni prima in Salento (Gennaio et al., 2006) e nelle Lagune di Varano e Lesina dal 2007 (Florio et al. 2008). La presenza stabile viene confermata dal rinvenimento di femmine ovigere nel 2014 nella laguna di Varano (Cilenti et al., 2015). Studi successivi a questo rilevamento confermano la presenza stabile della specie sia nelle coste ioniche che in quelle adriatiche nel periodo estivo, mentre l'areale di distribuzione invernale sembrerebbe limitato alla costa ionica (Mancinelli et al., 2013, Carrozzo et al., 2014, Zotti et al., 2016, Mancinelli et al., 2017; Cerri et al., 2020). Mancinelli et al. (2017) sottolinea che questo fenomeno potrebbe essere dovuto alla temperatura dell'acqua che resta più mite nel versante ionico in inverno, in quanto al di sotto dei 10 °C *C. sapidus* sembrerebbe entrare in quiescenza e quindi preferisce spostarsi dalle acque fredde adriatiche.

Nel versante tirrenico la specie appare per la prima volta nei primi anni '60 nel Porto di Genova e nel 1965 un esemplare venne avvistato vicino a La Spezia (Tortonese, 1965; Nehring, 2011). Campionamenti recenti (dal 2020 al 2021) rivelano la presenza di *C. sapidus* anche nei pressi delle acque dolci toscane e laziali ad una distanza di quasi 10 km dal mare, rivelando un possibile fenomeno migratorio della specie in ecosistemi dulcicoli (Scalici et al., 2022). In Sardegna la prima segnalazione ufficiale risale al 2017 nelle acque dolci occidentali di Coghinas e Tirso, ma la specie sembrerebbe essersi insediata nella regione già molti anni prima in quanto ben conosciuta dalla comunità locale e rivenduta nei mercati del pesce (Culurgioni et al., 2018; Culurgioni et al., 2020). In Sicilia *C. sapidus* viene segnalato a partire dal 1970 nel porto di Messina e poi lungo la costa orientale dell'isola a partire dal 1988 (Cavaliere e Berdar, 1975; Franceschini et al., 1993; Nehring, 2011; Falsone et al., 2020). Infine, il granchio blu venne avvistato in Basilicata nel 1999 in località Lido di Policoro; dopo questa segnalazione la specie non risulta presente fino al 2013 quando vennero pescati circa 50 esemplari alla foce del fiume Basento (Stasolla e Innocenti, 2014). Uno studio condotto da Cerri et al. (2020) mostra che sulla base di specifici questionari compilati da

pescatori ricreativi, *C. sapidus* risulta pressoché ubiquitario lungo le coste italiane, con le maggiori segnalazioni sulle coste ioniche e adriatiche.



Figura 1. Presenza e anno di primo rilevamento nazionale di *Callinectes sapidus* nelle acque europee. Si distinguono le aree di singolo avvistamento e dove la specie risulta stabilizzata nell'area in maniera permanente secondo i dati divulgati da Hines (2007).

1.3 Biologia ed ecologia del granchio blu

Callinectes sapidus (**Figura 2**) vive in acque costiere, lagune ed estuari, su fondali sabbiosi o fangosi, a salinità e temperature molto variabili (Epifano, 2019). Terminato lo sviluppo larvale, il granchio blu si accresce attraverso una serie di mute, che non comportano significative variazioni nella forma dell'individuo, ma principalmente un aumento delle dimensioni. Generalmente la larghezza del carapace si accresce del 25-40% con ogni muta (Hill et al., 1989). Il numero di mute può variare in relazione alle condizioni ambientali, tra cui la temperatura e la salinità dell'acqua. La colorazione del carapace dei giovani è più criptica, di colore marrone, mentre negli adulti va dal grigio al blu-verde scuro, al bianco e giallo sull'addome. Le estremità delle chele sono blu nei maschi e rosse nelle femmine (Hill et al., 1989). I maschi si accrescono ad ogni muta per l'intero ciclo di vita, raggiungendo taglie maggiori delle femmine. Queste ultime, dopo circa 17-19 mute, raggiungono la maturità sessuale e la taglia massima che tendenzialmente supera di poco i 130 mm di larghezza del carapace (Hill et al., 1989; Epifano, 2019). Raggiunta la maturità sessuale, l'ultima muta comporta

un cambiamento morfologico dell'addome della femmina che si allarga per garantire una maggior superficie per la stabulazione delle uova (Epifano, 2019). L'accoppiamento avviene dalla fase precedente all'ultima muta alla calcificazione del carapace. In questo periodo la femmina risulta essere più vulnerabile e viene quindi protetta dal maschio che l'ha fecondata fino a completa calcificazione (Epifano, 2019). Anche se l'accoppiamento avviene una sola volta per le femmine, queste possono rilasciare le uova fecondate in più episodi. La prima covata è generalmente la più abbondante e può portare alla deposizione di 2 milioni di uova, il numero poi decresce progressivamente nelle successive deposizioni (Epifano, 2019). L'accoppiamento avviene nella stagione calda, generalmente in ambienti oligoalini e mesoalini, non adatti alla sopravvivenza degli individui giovani (Epifano, 2019). La femmina, quindi, dopo l'accoppiamento attraversa una fase di accumulo di energie per poi migrare in ambienti a salinità più elevata (Epifano, 2019). Le uova restano attaccate ai pleiopodi fino a 3 settimane fino al momento della schiusa dove la femmina rilascia le larve nella colonna d'acqua per poi migrare nuovamente in ambienti estuarini, dove si conclude il suo ciclo di vita (Epifano, 2019). Il ciclo di vita di *C. sapidus* si divide dunque in tre stadi differenti: stadio larvale (circa 6 mesi), giovanile (circa 12 mesi) e lo stadio adulto (maturità sessuale) (Dudley e Judy, 1973). Gli adulti preferiscono le aree a bassa salinità come gli estuari e le femmine migrano in ambienti costieri marini per deporre. La fase post larvale torna poi all'estuario (Tankersley e Forward, 2007). Attraverso numerose mute, passando per gli stadi di zoea e megalopa, le larve diventano piccoli granchi giovanili. I giovanili possono utilizzare diversi habitat come area di nursery, tra cui preferenzialmente le praterie di fanerogame e i letti di macroalghe, ma anche le barene e le barriere di ostriche (Epifano, 2019). Queste aree offrono sia protezione che un'abbondante presenza di prede. Una volta che il carapace ha raggiunto una larghezza di 20-30 mm i giovanili iniziano a lasciare le zone di nursery, spostandosi verso ambienti più aperti, per poi risalire gli estuari (Epifano, 2019).



Figura 2. Esemplare femmina di *C. sapidus* nella vasca di stabulazione.

1.4 Abitudini alimentari

Il granchio blu svolge un ruolo di specie chiave in una varietà di ecosistemi, occupando un ruolo importante nel trasferimento di energia tra livelli trofici, in quanto è sia preda che predatore, presentando abitudini alimentari di tipo opportuniste che variano stagionalmente in base alla disponibilità di prede (Laughlin, 1982). Ad esempio, nella baia di Apalachicola, in Florida, in primavera e in inverno, i molluschi costituiscono una porzione importante della dieta del granchio blu rispetto invece all'estate e autunno dove si nutrono maggiormente di crostacei (Laughlin, 1982). Nella parte superiore della baia di Chesapeake, invece, i bivalvi e i giovani granchi blu costituiscono una parte significativa della dieta dei granchi blu adulti tra la fine dell'estate e l'inizio dell'autunno, poiché l'abbondanza dell'infauna che vive in superficie diminuisce con l'aumento dell'attività dei predatori all'inizio della stagione (Hines et al., 1990).

In generale, la dieta di *C. sapidus* è molto variabile e si ciba di numerosi organismi, tra cui plancton, piccoli invertebrati, molluschi, piccoli crostacei, pesci, piante e altri granchi (Hill et al., 1989; Carrozzo et al., 2014). La dieta cambia durante l'ontogenesi: a cibarsi di plancton sono le fasi larvali; i giovanili invece sono onnivori e detritivori, si cibano di carcasse e piccoli organismi bentonici. Gli individui adulti invece, si nutrono di altri granchi, di numerosi molluschi, di crostacei, di macroalghe, di piante acquatiche e anche di pesci (Hill et al., 1989). Rispetto agli stadi giovanili, gli adulti si nutrono di epifauna più grande, meno diversificata e spesso di infauna più profondamente infossata nel sedimento di fondo (Laughlin 1982; Stoner e Buchanan 1990; Mansour, 1992). Quando i granchi

crescono (carapace più grande di 70 mm) la loro dieta si concentra maggiormente sui molluschi bivalvi, ad esempio *Mya arenaria*, *Tagelus plebeius*, *Rangia cuneata* e *Ischadium recurvum* (Ebersole et al., 1995; Hines, 2007)). Quando invece i bivalvi non sono comuni e abbondanti, allora pesci, gamberetti, gasteropodi e granchi diventano importanti per l'alimentazione di *C. sapidus*.

È stato riscontrato materiale vegetale nella dieta dei granchi più piccoli (<60 mm) nell'habitat delle fanerogame marine, mentre nei granchi più grandi (>60 mm) la presenza di materia vegetale nella dieta era molto inferiore (Hines, 2007). La dieta dei piccoli granchi blu raramente include altri granchi della stessa specie, mentre questi possono rappresentare una componente alimentare significativa (10-15%) dei granchi blu più grandi (Laughlin, 1982; Hines et al., 1990). Per tutto il loro ciclo di vita, invece, la loro dieta include gli xantidi (Laughlin, 1982; Mansour, 1992). I granchi blu di grandi dimensioni sono anche in grado di catturare diverse specie di pesci. È stato infatti dimostrato che nel suo areale d'origine *C. sapidus* preda specie ittiche di interesse economico, come i pesci piatti (Collier et al., 2014). Tuttavia, i molluschi tra cui vongole, cozze e ostriche, se disponibili nell'ambiente, rappresentano la fonte primaria di cibo degli individui di granchio blu con una dimensione del carapace maggiore di 120 mm (Hill et al., 1989). In conclusione, la diversità della dieta dei granchi blu tende a diminuire durante l'ontogenesi, con i giovanili che presentano una dieta più diversificata predando individui di dimensioni minori, mentre i granchi di dimensioni maggiori predano una quantità minore di specie ma con una composizione crescente di bivalvi, granchi blu giovanili e pesci. È importante precisare che la maggior parte dei dati sulle abitudini alimentari riguardano il suo home range nativo e sono invece disponibili ancora pochi dati relativi alle aree che ha colonizzato e invaso in Europa e nel Mediterraneo (Thodoros et al., 2019).

Wolcott e Hines (1989) hanno utilizzato la biotelemetria ultrasonica per mezzo di elettrodi inseriti nei muscoli mandibolari del granchio blu, per trasmettere il potenziale d'azione muscolare durante la contrazione; ciò ha permesso di registrare il numero di morsi utilizzati per consumare le prede. Si è visto che il numero di morsi era correlato positivamente con la dimensione e la morfologia della preda. Nella predazione dei bivalvi, infatti, le fasi di morso vengono sempre precedute da una fase di manipolazione della preda tramite le chele per facilitarne il consumo. Durante il consumo di prede senza guscio di protezione, ad esempio i pesci, *C. sapidus* preferisce mordere direttamente la preda per poi iniziare la fase di manipolazione per consumarne le parti calcificate come cranio e colonna vertebrale (Nye, 1989).

Le chele del granchio blu sono in grado di esercitare una grande forza per rompere e aprire i gusci della maggior parte dei bivalvi (Blundon e Kennedy, 1982). Sebbene la conchiglia di alcuni bivalvi (ad

esempio, le grandi vongole dell'Atlantico, *Rangia spp.*) sia sufficientemente robusta da prevenire rotture (Blundon e Kennedy, 1982; Seitz et al., 2001), alcune specie di granchi sviluppano tecniche di manipolazione per scheggiare i bordi dei gusci (una tecnica definita di "apriscatole") e ottenere l'accesso ai tessuti molli delle prede (Blundon e Kennedy, 1982; Eggleston, 1990; Hughes e Seed 1995). L'applicazione ripetuta di una forza esercitata su un'area del guscio del mollusco crea microfratture che alla fine causano cedimento delle valve (Elner, 1978; Boulding e LaBarbera, 1986). I granchi blu, tuttavia, sembrano selezionare le singole prede con un comportamento che contemporaneamente riduce al minimo il tempo impiegato nella gestione delle prede e massimizza il tasso netto di assunzione di energia. Bivalvi di dimensioni minori, che possono essere facilmente schiacciati, sono preferiti rispetto a quelli più grandi che richiedono molto più tempo e maggiori abilità manipolatorie (Hughes e Seed, 1981; Seed e Hughes, 1997). Ridurre al minimo il tempo di foraggiamento presenta vantaggi adattativi per *C. sapidus*, riducendo il rischio di esposizione ai predatori e aumentando il tempo per altre attività (ad esempio la riproduzione) (Hines, 2007). Sono stati inoltre registrati casi di cannibalismo (Laughlin, 1982). Il cannibalismo sui giovanili e sugli individui in muta da parte dei granchi blu più grandi è considerato un'importante interazione intraspecifica (Dittel et al., 1995; Hines e Ruiz, 1995; Ruiz et al., 1993). Il granchio blu rappresenta però anche una preda per molte specie ed è stato documentato che almeno 101 specie insistono sui granchi blu, inclusi pesci, rettili, uccelli, piccoli mammiferi, alcuni invertebrati e gli stessi granchi blu (Hines, 2007) (**Appendice A**).

1.5 Impatti del granchio blu

Nonostante *C. sapidus* sia elencato tra le 100 peggiori specie invasive del Mediterraneo, i suoi impatti sull'ecosistema e sulla pesca necessitano di essere approfonditi (Mancinelli et al., 2017). Recenti studi si sono focalizzati sugli impatti del granchio blu su specie di interesse commerciale, come il granchio verde *Carcinus aestuarii*, la cui abbondanza diminuisce marcatamente negli habitat occupati dalla specie invasiva e addirittura risulta eradicato in alcune aree costiere di Grecia e Spagna (Kampouris et al., 2019; Clavero et al., 2022). In quest'ultimo caso, uno studio recente ha messo in luce possibili impatti di *C. sapidus* su altre due specie alieutiche di importanza commerciale, come il latterino e l'anguilla (Clavero et al., 2022).

In Grecia la maggior parte degli studi si sono focalizzati sulla comparsa e distribuzione del granchio blu lungo le coste, ma poco è stato divulgato sulla sua ecologia in queste aree e sui suoi impatti (Perdikaris et al., 2016; Kevrekidis, 2019; Thodoros et al., 2019). Nehring (2011) e Perdikaris et al. (2016) hanno documentato effetti negativi di questa specie sulla pesca locale, parlando di

mutilazioni e predazione di pesci all'interno di nasse e trappole innescate a fini commerciali. Come in Grecia, in Albania e in Spagna le maggiori preoccupazioni sono rivolte ai danni che questa specie apporta alla strumentazione da pesca. I suoi possibili impatti sulla biodiversità locale e gli habitat fragili come i sistemi di transizione sono solamente ipotizzati (Box et al., 2020).

Nel contesto Mediterraneo e a differenza del suo areale di distribuzione nativo, *C. sapidus* ha principalmente colonizzato ambienti di transizione e di acqua dolce, pertanto i suoi impatti sulla fauna e sulla flora locale non sono ancora evidenti e documentati (Scalici et al., 2022). Tuttavia, la possibilità che questa specie possa influenzare ecosistemi fragili come quelli delle acque interne già profondamente minacciate da altre specie invasive (es. *Procambarus* spp) è concreta, come già osservato in Spagna nel caso dell'Ebro (Clavero et al., 2022).

I pescatori delle lagune del delta del Po, ad esempio, lamentano danni di decine di migliaia di euro sulle attività di venericoltura e miticoltura. Le abbondanze di *C. sapidus* in queste aree, infatti, non permettono la pianificazione di nuove semine a causa del forte impatto predatorio della specie sui bivalvi. Gli impatti negativi di *C. sapidus*, quindi, vanno ad insistere sul settore della pesca tradizionale che da anni vede diminuire significativamente la propria produttività a causa dell'alterazione della morfologia degli ambienti costieri e dell'aumento della temperatura dell'acqua a causa del cambiamento climatico (Provincia di Venezia, 2009, 2015; Pranovi et al., 2013; Zucchetta et al., 2016).

Essendo questo settore già fortemente minacciato da altre specie alloctone, come la noce di mare (*Mnemiopsis leidyi*, Agassiz, 1865), è necessario valutare più approfonditamente gli impatti del granchio blu su strumenti e tecniche di pesca tradizionale come quella delle reti da posta (tresse con bertovelli) (Pellizzato e Giorgiutti, 1997; Franzoi et al., 2021).

1.6 Obiettivi della tesi

Una prima parte della tesi è stata condotta nell'ambito di uno studio effettuato da ricercatori del Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (gruppo di ricerca di Ecologia Animale, responsabile scientifico prof. Piero Franzoi) dell'Università Ca'Foscari Venezia e finanziato dalla Fondazione della Pesca di Chioggia e dalla Regione Veneto. Lo studio ha avuto come principale obiettivo quello di fornire dati riguardanti la distribuzione l'abbondanza e la struttura di popolazione della specie alloctona invasiva *Callinectes sapidus* in un'area costiera dell'Alto Adriatico. L'area oggetto di studio ha compreso le acque di transizione e marine costiere prossime alla città di Chioggia. Lo studio ha previsto la raccolta di campioni di granchio blu attraverso l'utilizzo di due strumenti da pesca: nasse da granchi e di bertovelli connessi da pannelli di rete (localmente

chiamate “tresse con cogolli”, Franzoi et al., 2021). I dati raccolti con i bertovelli hanno permesso anche di valutare da una parte l’efficienza di questo attrezzo tradizionale di pesca per la cattura del granchio blu e, dall’altra, l’impatto della specie invasiva sulle catture delle specie bersaglio (Pranovi et al., 2013; Franzoi et al., 2021). Al fine di valutare gli effetti del granchio blu sulle rese della pesca tradizionale, i dati raccolti sono stati messi a confronto con dati pregressi raccolti nel contesto di una precedente indagine (Franzoi et al., 2021).

Una seconda parte della tesi ha riguardato lo studio comportamentale dei tassi di alimentazione e delle tecniche di predazione del granchio blu su una specie di forte interesse commerciale, la vongola filippina (*Ruditapes philippinarum*). A questo scopo è stata effettuata una sperimentazione in acquario sotto la guida di ricercatori del gruppo di Zoologia del Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica dell’Università Ca’Foscari Venezia (responsabile scientifico Prof. Stefano Malavasi).

I dati complessivamente analizzati nella presente tesi hanno permesso di effettuare una prima valutazione dei possibili impatti della specie alloctona *C. sapidus* sugli ecosistemi di transizione dell’Alto Adriatico e sulle attività di pesca e acquacoltura che vengono praticate in questi corpi idrici costieri.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Monitoraggio della distribuzione e abbondanza della specie

2.1.1 Disegno di campionamento

Nel periodo compreso tra il 30 maggio e il 13 ottobre 2023 sono stati effettuati 28 campionamenti di granchio blu, mediante l’utilizzo di nasse. La campagna di campionamento ha previsto il coinvolgimento di cooperative di pescatori locali per la raccolta dei dati ambientali e per la cattura della specie oggetto di studio (Cooperativa Pescatori Clodiense e Cooperativa Mare Azzurro Socialpesca). I campionamenti sono stati condotti in tre diverse aree (**Figura 3**):

1- Ambiente di basso fondo lagunare: 14 campionamenti sono stati effettuati in laguna di Venezia nei pressi dall’abitato di Chioggia, in due siti distinti denominati Chioggia Sud (CHS) e Chioggia Nord (CHN). 7 campagne sono state effettuate presso il sito CHS e altre 7 presso il sito CHN.

2- Ambiente marino costiero: 7 campagne di campionamento sono state effettuate in mare nei pressi di Pellestrina (sito PELL).

3- Ambiente fluviale: 7 campagne di campionamento sono state svolte nel tratto terminale del fiume Brenta (sito BR).

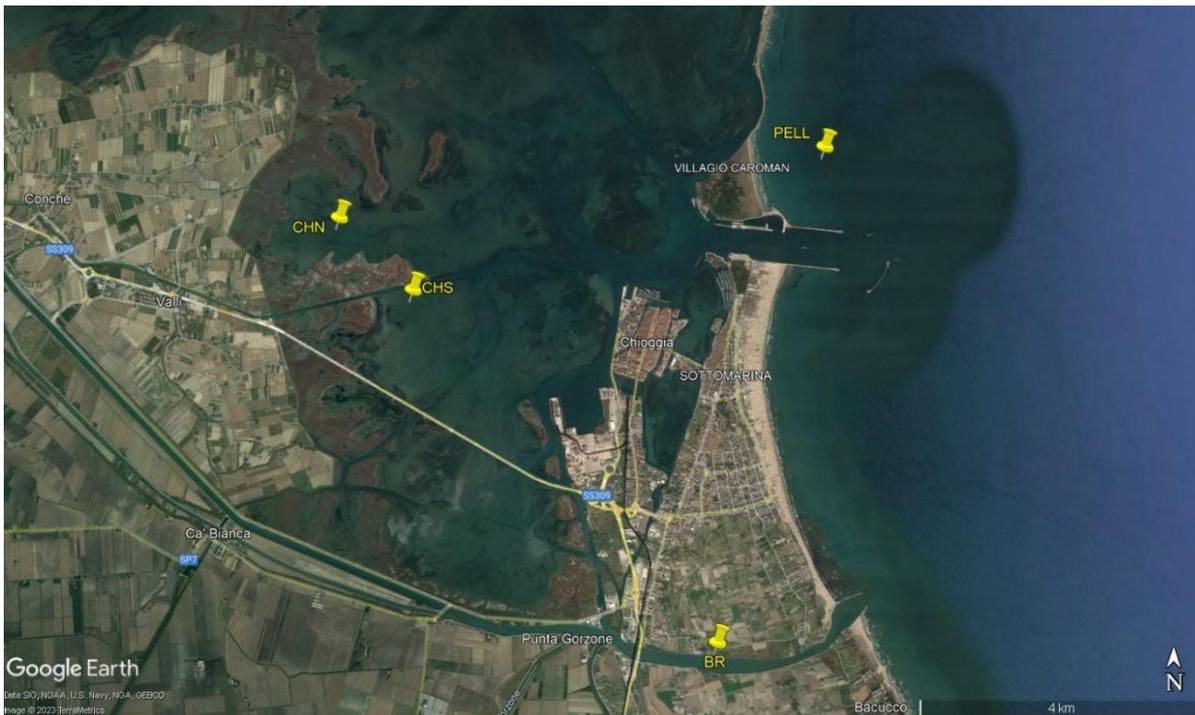


Figura 3. Mappa dei siti di campionamento (Pellestrina = PELL; Brenta = BR; Chioggia nord = CHN; Chioggia sud = CHS).

L'attività di monitoraggio ha previsto l'impiego di tre tipologie differenti di nasse metalliche al fine di confrontarne l'efficienza di cattura (**Figura 4; Figura 5; Figura 6**). Ad ogni campionamento sono state utilizzate 9 nasse: 3 per ciascuna tipologia, innescate con esche differenti (generalmente cefali e sardine). Il pescato delle nasse è stato controllato dopo 24 o 48 ore di cala. Di seguito sono riportate le caratteristiche delle tre tipologie di nasse utilizzate.

1 - NASSA AMERICANA - "Blu americana" (Figura 4)

Forma e dimensioni: parallelepipedo di dimensioni (L x P x H) = 52,5 x 42,5 x 22,5 cm.

Materiale: rete metallica plastificata resistente alla corrosione con maglia quadra 4 x 4 cm (spessore 4 mm).

Ingressi: 2 basculanti (dimensioni di 24 x 11 cm).

Porta esche: sola predisposizione interna (gancio inox); le esche vengono inserite in una calza da mitili in plastica.

Apertura per ispezione: superiore (30 x 15 cm).

Bocche di fuga per specie non target: 3 circolari (diametro 6 cm).

Concamerazioni interne: nessuna.



Figura 4. Nassa Blu Americana”.

2 - NASSA RETIFICIO ROSSETTI - “Verde Rossetti” (Figura 5)

Forma e dimensioni: parallelepipedo di dimensioni (L x P x H) = 38 x 44 x 21 cm.

Materiale: rete metallica plastificata “da conigli”, con maglia rettangolare 3 x 1,5 cm (spessore 2 mm).

Ingressi: 2 a bocca aperta (dimensioni 15 x 7 cm).

Porta esche: parallelepipedo 4 x 4 x 16 cm con maglia rettangolare 3 x 1,5 cm.

Apertura per ispezione: superiore (20 x 15 cm).

Bocche di fuga per specie non target: nessuna.

Concamerazioni interne: nessuna.



Figura 5. Nassa “Verde Rossetti”.

3 - NASSA FERRAMENTA CAMISOTTI - “Verde Delta” (*Figura 6*)

Forma e dimensioni: parallelepipedo di dimensioni (L x P x H) = 40 x 61 x 40 cm.

Materiale: rete metallica plastificata “da recinzione” con maglia quadrata 5 x 5 cm (spessore 3 mm).

Ingressi: 4, uno per lato, a bocca aperta con invito (dimensioni 20 x 15 cm).

Porta esche: parallelepipedo 4 x 4 x 16 cm con maglia rettangolare 2 x 1 cm, posto nella porzione inferiore della nassa.

Apertura per ispezione: superiore, 40 x 20 cm.

Bocche di fuga per specie non target: nessuna.

Concamerazioni interne: la nassa è separata in due porzioni, la base dove sono collocate l’esca e le aperture, e una camera superiore dove si raccolgono i granchi, impossibilitati ad uscire.



Figura 6. Nassa “Verde Delta”.

Durante ogni uscita di campionamento è stata compilata una scheda di campo in cui sono state riportati i seguenti dati:

- nome e coordinate GPS della stazione;
- data e ora di ispezione delle nasse;
- ore di calata delle nasse;
- profondità del sito di campionamento;
- tipologia di copertura del fondale, se visibile (nudo, fanerogame o macroalghe);
- percentuale di fondo coperto dalla vegetazione (se presente);
- condizioni metereologiche;
- osservazioni sullo stato del vento, delle onde e della corrente;
- stato della marea;
- dati di cattura per ciascuna delle nove nasse:

- tipologia di nassa;
- codice identificativo;
- esca utilizzata;
- numero di granchi catturati (maschi, femmine e totali);
- eventuali altre specie catturate.

Durante ogni campionamento con le nasse, sono stati rilevati con una sonda multiparametrica (Hanna Instrument 9829) i seguenti parametri ambientali: temperatura ($\pm 0.01^\circ\text{C}$), pH (± 0.01), salinità (± 0.01 psu), torbidità (± 0.1 fnu) e ossigeno disciolto (± 0.1 saturazione/ $\pm 0.1\text{mg/l}$).

Oltre ai campionamenti con le nasse, mensilmente, da agosto a settembre sono state svolte anche 7 campagne di campionamento mediante l'utilizzo di tresse con bertovelli (Pellizzato e Giorgiutti, 1997; Zucchetta et al., 2016), calate in due aree di monitoraggio differenti. 4 campagne sono state effettuate nell'area della laguna di Chioggia prossima alla stazione di campionamento CHN (**Figura 1**) analizzando il pescato di 20 bertovelli appartenenti a 4 tresse (da 5 bertovelli ciascuna), collocate linearmente una di seguito all'altra. 3 campagne sono invece state effettuate nei pressi di San Giuliano (SG) (**Figura 7**) analizzando il pescato di 20 bertovelli appartenenti a 3 tresse (due analizzando 9 bertovelli e una guardandone 2).



Figura 7. mappa con il sito di campionamento (SG = San Giuliano).

Il pescato è stato controllato dopo uno o due giorni di cala. Di seguito sono riportate le caratteristiche delle tresse utilizzate (**Figura 8**).

TRESSE CON BERTOVELLI stazione CHN

Diametro cerchi: 35 cm.

Maglia: 6 mm.

Code (bertovelli) per tressa: 5.

Altezza tresse: 90 cm.

Lunghezza tresse: 50-60 m.

TRESSE CON BERTOVELLI stazione SG

Diametro cerchi (cm): 45.

Maglia (mm): 8.

Code per tressa/cordata: 9.

Altezza tressa (cm): 90.



Figura 8. Tresse con bertovelli.

In **Tabella 1** sono riportate le date di campionamento nei siti sopra citati.

Tabella 1: date delle uscite di campionamento nelle due aree di monitoraggio.

	Chioggia	San Giuliano
1	31/08/2023	25/09/2023
2	28/09/2023	16/10/2023
3	27/10/2023	30/10/2023
4	16/11/2023	

Parallelamente alle attività di monitoraggio, le cooperative di pescatori coinvolte (Cooperativa Pescatori Clodiense e Cooperativa Mare Azzurro Socialpesca) hanno fornito dati sulle catture di

granchio blu effettuate con i loro attrezzi di pesca (nasse e/o tresse con 5 o 9 code di bertovelli ciascuna) durante il normale svolgimento delle loro attività professionali.

Per tutte le tipologie di metodi di cattura si sono valutate inoltre, le catture accessorie di *Carcinus aestuarii* e altre specie target valutando i relativi impatti su di essi.

2.1.2 Analisi di laboratorio

Tutti gli individui catturati sono stati trasportati nel laboratorio di ricerca di Ecologia Animale presso il Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica sito in Via Torino 155, Mestre, Venezia. Gli animali sono stati soppressi applicando un protocollo etico in due step come in de Souza Valente (2022): inibizione tramite il trattamento con una soluzione a base di eugenolo (10% eugenolo concentrato e 90% etanolo), utilizzandone circa 5-10 mL per ogni litro d'acqua, per un tempo di circa 15-20 minuti, a seconda delle dimensioni e del numero di granchi, e successivo congelamento a -20 °C degli individui inibiti.

I granchi sono stati successivamente misurati tramite l'utilizzo di un calibro (± 0.1 mm), pesati con una bilancia analitica (± 0.01 g) ed è stata compilata una scheda per ciascun individuo in cui sono stati riportati i seguenti dati:

- stazione di campionamento;
- data del campionamento;
- data delle analisi di laboratorio;
- codice identificativo della nassa utilizzata;
- codice identificativo dell'individuo analizzato;
- sesso;
- eventuale presenza di uova;
- condizione di muta del granchio;
- misure morfometriche del granchio (Fazhan et al., 2021; **Figura 9**), comprendenti:
 - larghezza totale (LT), misurata dalla estremità delle chele, tenendole aperte e distese (± 0.01 cm);
 - larghezza carapace con spine (LCCS), misurata dalla estremità delle due spine laterali più esterne (± 0.01 cm);
 - larghezza carapace senza spine (LCSS), misurata dalla base delle due spine laterali più esterne (± 0.01 cm);
 - lunghezza carapace (LarC) misurata dalla porzione più grande, solitamente il centro dell'animale (± 0.01 cm);

- larghezza dell'addome (LA), misurata nel punto più stretto e poi più largo (± 0.01 cm);
- lunghezza dell'addome (LarA), misurata nel punto più largo (± 0.01 cm);
- lunghezza totale della chela (± 0.01 cm; annotando se rigenerata o meno);
- larghezza e spessore della chela, lunghezza del merus e del dattilo (± 0.01 cm);
- peso totale umido (± 0.01 g).

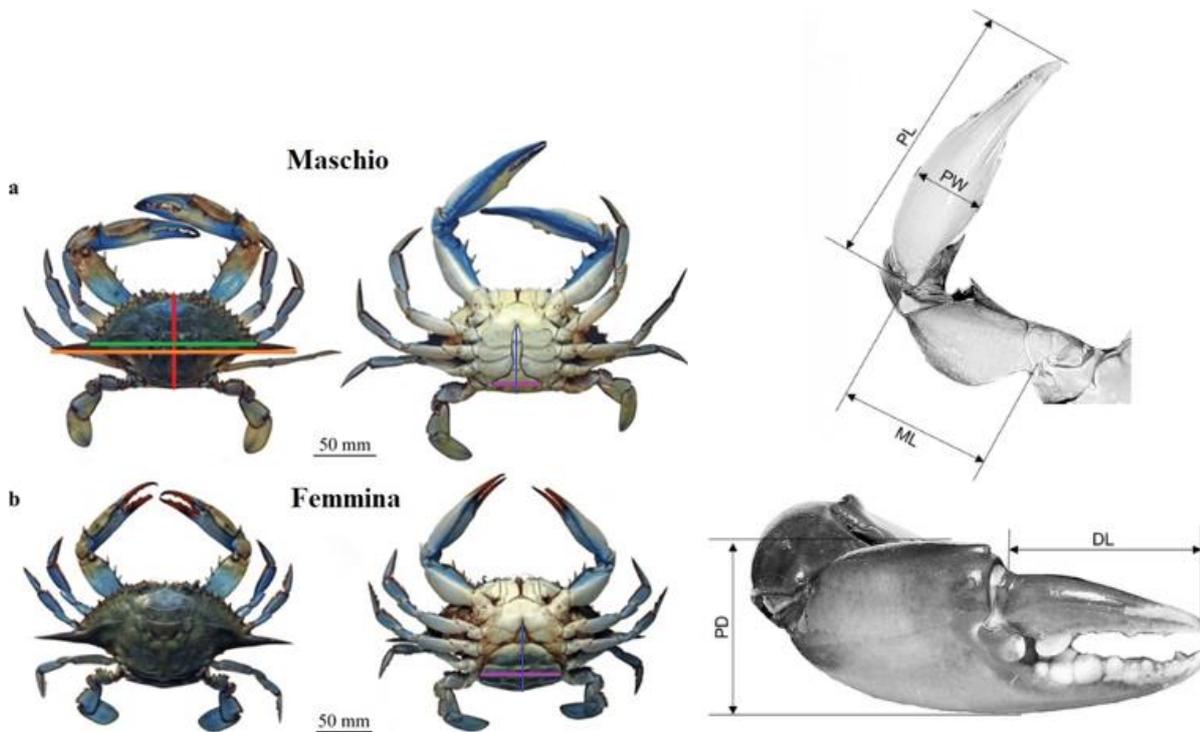


Figura 9. Misure morfometriche rilevate in ciascun granchio analizzato (Fazhan et al., 2021).

Dopo aver misurato i dati biometrici sopra citati, sono state scattate 4 fotografie dell'animale utilizzando una Canon EOS 600D: due del dorso e due dell'addome con chela chiuse e aperte. Un foglio di carta millimetrata e colorimetrica è stato posizionato al di sotto dell'animale per avere un riferimento metrico e poter comparare omogeneamente le foto scattate in condizioni di luce non sempre uguali (**Figura 10,11 e 12**).



Figura 10. Fotografie dell'addome (sinistra) e del dorso (destra) di un esemplare femmina di *Callinectes sapidus*.



Figura 11. Fotografie dell'addome (sinistra) e del dorso (destra) di un esemplare maschio di *Callinectes sapidus*.



Figura 12. Fotografie dell'addome (sinistra) e del dorso (destra) di un esemplare giovanile femmina di *Callinectes sapidus*.

2.1.3 Elaborazione dei dati

I dati raccolti sono stati elaborati utilizzando il pacchetto Excel di Office 365, al fine di valutare l'efficienza di cattura dei diversi strumenti analizzati (efficienza valutata in termini di catture per unità di sforzo, espressa come Kg medi di granchio blu catturati per nassa per giorno). Inoltre, i dati

sono stati elaborati in modo da poter studiare la struttura di popolazione della specie e la sua distribuzione spaziale.

Utilizzando il software Rstudio è stata eseguita un'Analisi delle Componenti Principali (PCA) dei parametri ambientali per evidenziare le eventuali differenze delle stazioni. I dati di pesca delle *tresse* raccolti nel presente studio sono stati confrontati con dati pregressi, raccolti nel contesto di una diversa indagine (Franzoi et al. 2021). I dati pregressi sono stati raccolti mensilmente tra settembre e novembre 2020 e tra aprile e giugno 2021 servendosi delle stesse modalità di campionamento qui descritte.

Data la distribuzione non normale e l'eterogeneità della varianza, l'efficienza di cattura delle diverse tipologie di nasse utilizzate è stata confrontata mediante un test non parametrico di Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$) servendosi del software STATISTICA (Data Analysis Software System, versione 10, <http://www.statsoft.com>). In caso di significatività, si è proceduto con un test di confronto tra i gruppi (analisi post hoc: Tukey test).

2.2 Studi comportamentali

Per valutare gli impatti del granchio blu su altre specie di interesse economico come *Ruditapes philippinarus*, si sono intrapresi due studi comportamentali in ambiente di laboratorio (laboratorio di Zoologia, Università Ca' Foscari di Venezia). 8 maschi e 8 femmine sono stati selezionati sulla base della loro classe di taglia, che rispecchiava la moda della popolazione naturale della laguna di Venezia (LCSS = 10,5-11 cm) (**Figura 13**),

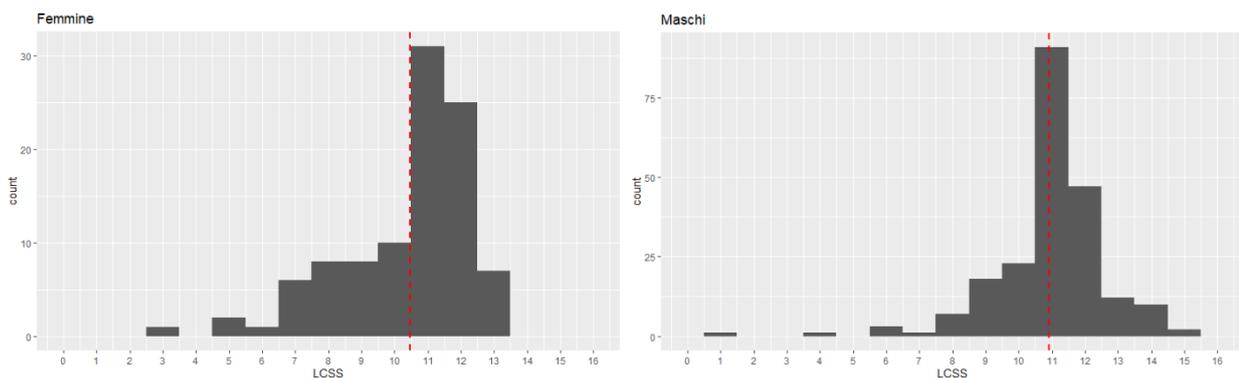


Figura 13. Istogrammi della distribuzione di frequenza per taglia (LCSS: larghezza del carapace escluse le spine) di *Callinectes sapidus* dal 30 maggio al 2 agosto 2023 nelle aree della foce del Brenta e della laguna sud di Venezia. La linea rossa tratteggiata indica la LCSS media.

Sono stati preparati 12 acquari per la stabulazione dei 16 individui con una salinità di 20 PSU: 4 acquari da 140 L e 8 acquari da 40 L. Ciascun acquario è stato allestito con 1 cm di sabbia per ricreare un habitat ideale e in ogni vasca da 140 L è stato posizionato un setto plastico di separazione che consentiva la stabulazione di due individui evitandone l'interazione **Figura 14 e Figura 15**.

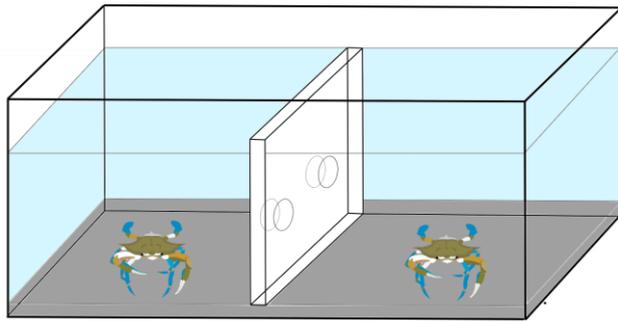


Figura 14. Vasche di stabulazione da 140L con setto plastico di separazione

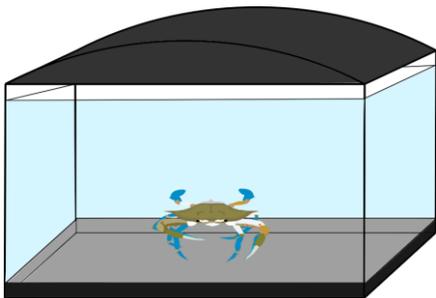


Figura 15. Vasche di stabulazione da 40L

2.2.1 Feeding rate: disegno sperimentale

Con l'obiettivo di valutare la velocità di consumo di vongole filippine di *C. sapidus*, sono stati somministrati 15 esemplari di *R. philippinarus* ad ogni individuo: 5 di taglia compresa tra i 10-20 mm, 5 di taglia compresa tra 20-30 mm e 5 di taglia superiore ai 30 mm. Il tasso di consumo è stato misurato ogni ora per 7 ore e a 24 ore dall'inizio dell'esperimento.

Nella **Figura 16** sono riportati i Boxplot creati per verificare che le tre classi di taglia delle vongole somministrate durante l'esperimento fossero effettivamente ben distinte tra loro per lunghezza e peso (Kruskall Walliss, $p < 0,001$).

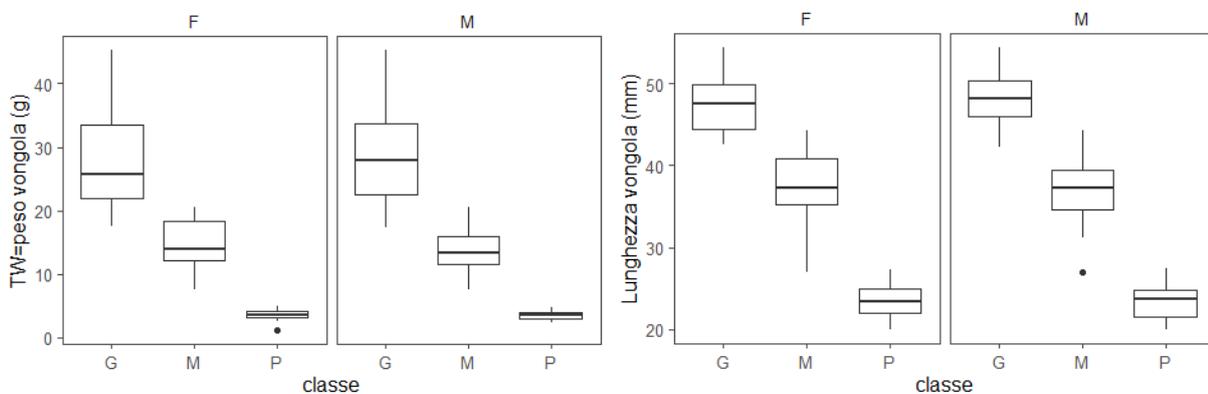


Figura 16. Boxplot del peso (a sinistra) e della lunghezza (a destra) per maschi e femmine di *Ruditapes philippinarus*, la linea centrale identifica la mediana mentre le code il valore minimo ed il valore massimo misurato (G= grande, M= media, P=piccola)

Tutte le vongole sono state misurate in L= lunghezza (mm), H= altezza (mm), TW= peso (g) e marcate su entrambe le valve in modo da poter essere riconosciute durante la fase sperimentale. Sono state infine fotografate prima dell'inizio dell'esperimento e poi alla sua conclusione al fine di valutare la preferenza predatoria (**Figura 17**).



Figura 17. Fotografia delle 15 vongole di 3 classi di taglia somministrate a un esemplare di *C. sapidus* prima dell'inizio dell'esperimento.

2.2.2 Feeding Rate: Procedura sperimentale

Sono stati allestiti 7 acquari da 140 L ad una salinità di 20 PSU:

- 3 per la stabulazione delle vongole (uno per ogni classe di taglia) con uno strato di 5 cm di sabbia sul fondo (**Figura 18**); le vongole sono state alimentate con culture fitoplanctoniche e mangime alla spirulina frammentato.
- 4 per le attività sperimentali con uno strato di 5 cm di sabbia (**Figura 19**).

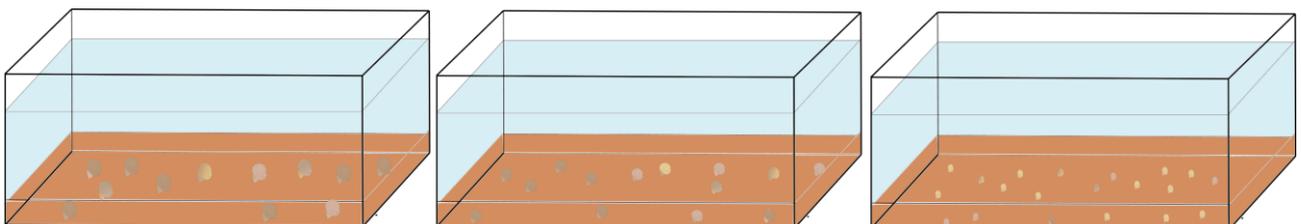


Figura 18. Vasche di stabulazione delle vongole, da sinistra a destra, classe di taglia grande, media e piccola.

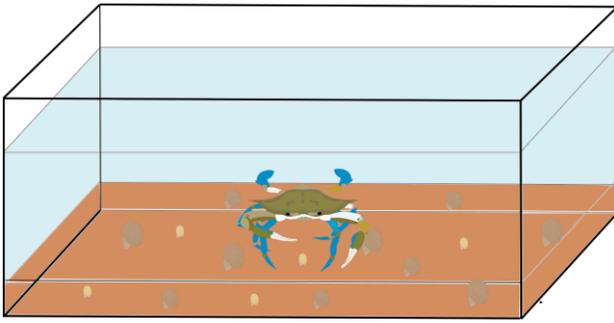


Figura 19. Vasca sperimentale da 140L con 15 vongole di 3 classi di taglia differenti, 5 di classe “piccola”, 5 di classe “media” e 5 di classe “grande”.

Fasi della sperimentazione:

Giorno 1: sono state aggiunte 15 vongole per vasca sperimentale, a cui è stato fornito un tempo di acclimatazione di 24 ore per avere il tempo di infossarsi.

Giorno 2: dopo 24 ore di digiuno, 4 granchi sono stati spostati dalle vasche di stabulazione a quelle sperimentali come in **Figura 19**. Per 7 ore, a cadenza oraria si è misurata la quantità di vongole consumate da ciascun granchio, verificandone il loro numero identificativo

Giorno 3: passate 24 ore dall’inserimento dei granchi nella vasca sperimentale si è controllato il numero totale di vongole consumate e quello delle vongole rimaste vive per ciascuna classe di taglia.

In conclusione, sono state fotografate le vongole predate e quelle non consumate (**Figura 20**).

I granchi coinvolti nell’esperimento sono stati trasferiti nelle rispettive vasche di stabulazione.



Figura 20. Fotografia delle 15 vongole di 3 classi di taglia somministrate a un esemplare di *C. sapidus* alla conclusione dell’esperimento.

L'acquario è stato poi nuovamente allestito con altre 15 vongole (5 per classe di taglia), replicando la procedura sperimentale sopra descritta con individui non precedentemente coinvolti nell'esperimento.

Non sono stati riscontrati casi di mortalità nella specie in oggetto di studio.

2.2.3 Manipolazione ed Efficienza Alimentare: disegno sperimentale

Con l'obiettivo di valutare la capacità di manipolazione delle vongole filippine di *C. sapidus*, è stato condotto uno studio comportamentale attraverso video registrazioni servendosi di videocamere Canon® Legria HF S30. Si è utilizzato il sistema del focal animal, seguendo gli spostamenti degli animali con la videocamera in modo da registrare tutte le fasi di manipolazione. Sono state analizzate 3 variabili in termini di durata e una variabile qualitativa (**Tabella 2**): latenza, manipolazione, apertura e consumazione, tipologia di apertura.

Tabella 2: descrizione delle variabili comportamentali analizzate con relative unità di misura: latenza, manipolazione, apertura e consumazione e tipologia di apertura.

Variabile Analizzata	Unità di Misura	Descrizione Variabile
Latenza	Secondi per ora (s/h)	fase in cui l'individuo non manifesta interesse verso la vongola rilasciata nella vasca
Manipolazione	Secondi per ora (s/h)	Fase in cui l'individuo cattura la preda. Non necessariamente si arriva al consumo
Apertura e Consumazione	Secondi per ora (s/h)	Fase in cui l'individuo riesce ad aprire la preda e iniziare la consumazione
Tipologia di Apertura	Variabile qualitativa	Tecnica di apertura della preda. Può verificarsi grazie all'utilizzo del dattilo (il granchio infila il dattilo tra le valve facendo leva) o per schiacciamento (crush)

Sono stati coinvolti 16 individui ai quali sono state somministrate vongole appartenenti a tre classi di taglia: piccole (15-30mm), medie (30-40 mm) e grandi (>40 mm) (**Figura 21**). Sono stati registrati 3 video da 30 minuti per 3 giorni per ciascun granchio blu, per un totale di 48 video. Al fine di non inibire o disturbare gli individui coinvolti nell'esperimento, non sono state utilizzate lampade per l'illuminazione artificiale dell'acquario. In laboratorio è stato riprodotto il fotoperiodo naturale per la latitudine ed il periodo dell'anno (ottobre-novembre 2023, 45°28'41.7"N 12°15'21.0"E) e la

temperatura controllata grazie ad un termostato per garantire condizioni simili a quelle del sito di campionamento (22°C).

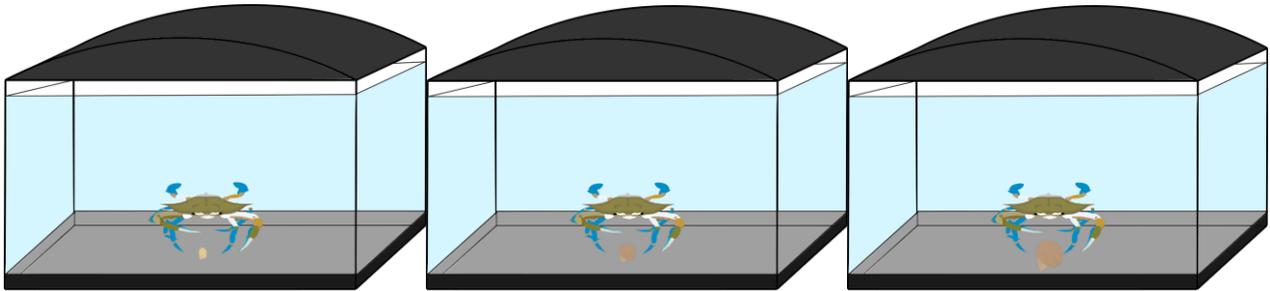


Figura 21. Manipolazione delle vongole in 3 classi di taglia diverse per ciascun granchio: a sinistra 10-20 mm; al centro 20-30 mm; a destra >30 mm

2.2.4 Manipolazione ed Efficienza Alimentare: Procedura sperimentale

Gli individui coinvolti nell’esperimento sono stati alimentati regolarmente fino a 24h prima dell’inizio delle video registrazioni. Gli animali non sono stati spostati dalle loro vasche di stabulazione al fine di non impattare sullo stress acuto prima delle analisi. Nei tre giorni di registrazione, ad ogni granchio blu sono state somministrate le tre taglie di vongole sopra descritte in maniera casuale come in **Tabella 3**.

Tabella 3: procedura sperimentale nei 3 giorni di analisi (giorno 1, 2, 3) con le tre taglie di vongole (vongola piccola in arancio, vongola media in verde, vongola grande in azzurro) somministrate casualmente ad ogni granchio blu a cui è stato associato un codice relativo al proprio acquario di stabulazione.

Acquario	Giorno 1	Giorno 2	Giorno 3
D5 dx	Vongola piccola	Vongola media	Vongola grande
D5 sx	Vongola media	Vongola grande	Vongola piccola
D6 dx	Vongola grande	Vongola piccola	Vongola media
D6 sx	Vongola piccola	Vongola media	Vongola grande
D7 dx	Vongola media	Vongola grande	Vongola piccola
D7 sx	Vongola grande	Vongola piccola	Vongola media
D8 dx	Vongola piccola	Vongola media	Vongola grande
D8 sx	Vongola media	Vongola grande	Vongola piccola
S1	Vongola grande	Vongola piccola	Vongola media
S2	Vongola piccola	Vongola media	Vongola grande
S3	Vongola media	Vongola grande	Vongola piccola
S4	Vongola grande	Vongola piccola	Vongola media
S5	Vongola piccola	Vongola media	Vongola grande

S6	Vongola media	Vongola grande	Vongola piccola
S7	Vongola grande	Vongola piccola	Vongola media
S8	Vongola piccola	Vongola media	Vongola grande

Nella **Figura 22** sono riportati i Boxplot creati per verificare che le tre classi di taglia delle vongole somministrate durante l'esperimento fossero effettivamente ben distinte tra loro per peso e lunghezza (Kruskall Walliss, $p < 0,001$).

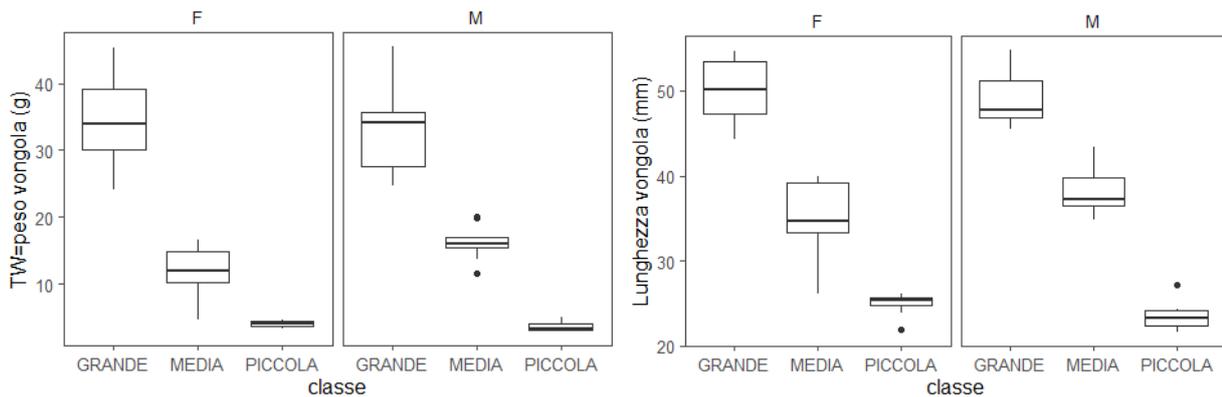


Figura 22. Boxplot del peso (a sinistra) e della lunghezza (a destra) per maschi e femmine di *Ruditapes philippinarus*, la linea centrale identifica la mediana mentre le code il valore minimo ed il valore massimo misurato (G= grande, M= media, P=piccola)

Nella fase sperimentale sono stati testati tutti i 16 granchi, dando a ciascuno una vongola di una delle tre classi di taglia. Si è fornita la vongola al granchio e si è mantenuto il focus sull'animale per un tempo massimo di 30 minuti.

2.2.5 Elaborazione dei dati

I dati raccolti in sezione 2.2.1 (Feeding rate) sono stati catalogati grazie al pacchetto Excel Office 365 e successivamente analizzati grazie al software Rstudio. Sono state costruite delle curve cumulative relative al consumo di vongole nel tempo, analizzando inoltre la frequenza di consumo in relazione alla taglia di *R. filippinarus*. Per misurare il tasso di consumo in relazione al sesso, sono state esaminate le preferenze predatorie di maschi e femmine considerando la dimensione delle vongole somministrate.

I dati relativi alle analisi comportamentali in sezione 2.2.3 (Manipolazione ed efficienza alimentare) sono stati raccolti mediante l'utilizzo del software BORIS (Behavioral Observation Research Interactive Software) con il quale sono state misurate le variabili descritte in **Tabella 2**. Latenza, Manipolazione, Apertura e Consumazione sono stati misurate in termini di durata (secondi per ora, s/h), mentre alla variabile "Tipo di Apertura" si è attribuito un dato qualitativo (Dattilo = apertura con Dattilo, Crush = apertura per schiacciamento).

Tutti i dati raccolti sono stati analizzati grazie al software RStudio, calcolando il tempo di manipolazione, il tasso di profitto (Profit = l'energia assimilabile dalla preda in relazione al suo peso) servendosi di una regressione polinomiale.

Data la distribuzione non normale e l'eterogeneità della varianza, le classi di taglia delle vongole somministrate durante gli esperimenti sono state confrontate mediante un test non parametrico di Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$).

3. RISULTATI

3.1. Caratterizzazione ambientale delle stazioni di campionamento con relativi parametri ambientali

Nella **Tabella 4** sono riportate le principali variabili ambientali rilevate nelle quattro stazioni (BR, CHN, CHS e PELL) durante le uscite di monitoraggio: temperatura (°C), pH, salinità (PSU), ossigeno disciolto (%) e torbidità (FNU). In alcuni casi non è però stato possibile rilevare le variabili ambientali a causa delle condizioni metereologiche avverse. Dai dati raccolti si evidenzia una variazione stagionale della temperatura, che raggiunge il picco più elevato nel mese di agosto nella stazione di Pellestrina (28.54 °C). Anche i valori rilevati di ossigeno disciolto, espressi come percentuale alla saturazione, sembrano seguire un andamento stagionale, crescente nelle stazioni di Chioggia, e decrescente nella stazione di Pellestrina. Altre differenze evidenti tra le varie stazioni riguardano la salinità, come atteso più bassa nella stazione del Brenta e più elevata in tutte le altre stazioni, in particolare in quella di mare. La torbidità risulta maggiore nel Brenta, variabile nelle stazioni di Chioggia e minima in mare (Pellestrina).

Tabella 4. Variabili ambientali (temperatura (°C), pH, salinità (PSU), ossigeno disciolto (%) e torbidità (FNU)) rilevate nelle quattro stazioni (BR=Brenta, CHN=Chioggia Nord, CHS=Chioggia Sud e PELL=Pellestrina) durante le uscite di campionamento.

Stazione	Data	Temp (°C)	pH	Sal (PSU)	DO (%)	TURB (FNU)
BR	30/05/2023	21,12	7,89	1,19	84,51	12,75
	19/06/2023	nr	nr	nr	nr	nr
	05/07/2023	nr	nr	nr	nr	nr
	27/07/2023	-	7,89	0,87	85,11	21,15
	02/08/2023	25,17	7,72	7,28	85,42	26,34
	28/09/2023	22,99	8,19	31,48	89,03	18,73
	03/10/2023	nr	nr	nr	nr	nr
CHN	01/06/2023	21,38	8,65	31,10	52,51	0,50
	15/06/2023	23,09	8,82	33,04	69,51	6,52
	06/07/2023	25,37	8,27	35,54	75,01	1,83
	27/07/2023	23,00	8,23	34,32	78,91	3,43
	02/08/2023	24,85	7,95	30,24	95,79	4,69
	13/09/2023	25,17	7,97	30,75	78,21	2,00
	03/10/2023	23,33	8,29	35,27	111,89	0,41
CHS	01/06/2023	22,33	8,35	23,13	68,50	13,25
	15/06/2023	23,43	8,98	33,42	86,20	5,24
	06/07/2023	25,36	8,34	36,06	76,38	13,58
	27/07/2023	23,00	8,40	34,22	90,87	4,28
	02/08/2023	25,66	7,90	27,00	87,67	21,26
	13/09/2023	25,19	8,09	31,75	85,51	3,02
	03/10/2023	23,64	8,31	36,03	109,68	1,26
PELL	08/07/2023	nr	nr	nr	nr	nr
	10/08/2023	24,57	-	33,78	129,33	0,78
	24/08/2023	28,23	7,98	31,14	121,35	0,23
	27/08/2023	28,54	8,29	35,42	115,34	0,10
	12/09/2023	24,79	8,30	36,08	119,86	0,37
	03/10/2023	23,37	8,32	36,58	108,73	0,45
	13/10/2023	22,75	8,32	36,00	105,63	0,49

L'analisi delle prime due componenti principali della PCA dei parametri ambientali (**Figura 23**) mette in evidenza che l'ossigeno disciolto (espresso come percentuale di saturazione) e la temperatura sono tra loro fortemente correlati, mentre questi parametri sono inversamente correlati al pH. Anche la torbidità e la salinità sono tra loro inversamente correlate. Il primo asse della PCA spiega il 42,28% della varianza totale; quest'asse risulta influenzato soprattutto da salinità e torbidità. Con l'aggiunta del secondo asse, influenzato soprattutto da temperatura e percentuale di saturazione di ossigeno, si arriva a spiegare il 76,27% della varianza totale. Dal grafico della PCA è evidenziabile una separazione tra la stazione di mare (PELL, in alto a destra) e la stazione di acqua dolce (BR, a sinistra). Infatti, i punti relativi alla stazione sul Brenta si trovano collocati tutti nel quadrante a sinistra, grazie alla forte influenza della torbidità, che in questa stazione presenta valori più elevati rispetto ai valori rilevati nella stazione PELL. Anche la salinità risulta fondamentale nel separare BR dalle altre stazioni, essendo caratterizzata da salinità nettamente più basse. La stazione CHS è risultata invece caratterizzata da un'ampia variabilità ambientale durante il periodo di indagine, soprattutto in termini di salinità, torbidità e percentuale di saturazione di ossigeno disciolto (**Tabella**

4). Questa stazione, infatti, per la sua collocazione risulta più esposta sia agli apporti di acqua dolce dal bacino idrografico che all'influenza marina, diversamente dall'altra stazione lagunare (CHN) caratterizzata da una collocazione geografica più interna e riparata (**Figura 3**).

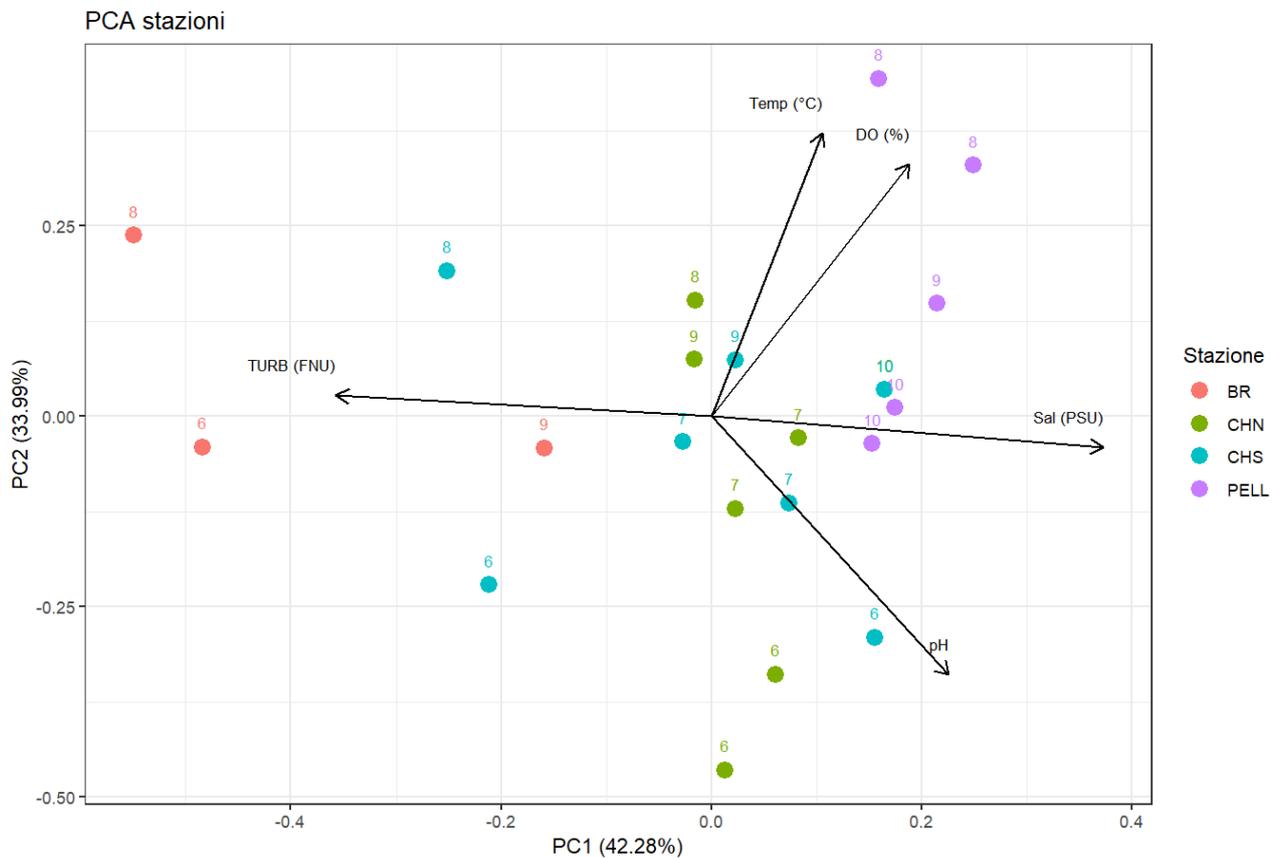


Figura 23. Analisi delle componenti principali (PCA) su una matrice di dati ambientali (temperatura, salinità, percentuale di saturazione di ossigeno disciolto, torbidità e pH) rilevata nelle quattro stazioni di campionamento (BR, PELL, CHN e CHS) durante le sette campagne di campionamento (numerata progressivamente da giugno (6) ad ottobre (10)); sono riportati i primi due assi (varianza spiegata cumulativa: 76,27%).

3.2 Distribuzione, abbondanza e struttura di popolazione del granchio blu nell'area di indagine

3.2.1 Campionamenti con le nasse: Analisi delle abbondanze

Complessivamente sono stati catturati e misurati 495 esemplari di *Callinectes sapidus* (**Figura 24**) nelle 7 campagne di campionamento in 4 stazioni: 358 maschi (72% delle catture totali) e 137 femmine (28%). La sex ratio sul totale delle catture è dunque risultata essere di 2,61 in favore dei maschi. La biomassa complessiva delle catture è risultata 95,26 Kg (77% maschi, 23% femmine). A causa di un improvviso peggioramento delle condizioni meteomarine sono stati esclusi dall'analisi i dati relativi al primo campionamento effettuato nella stazione di mare poiché non standardizzati rispetto ai dati di cattura raccolti durante le altre uscite.

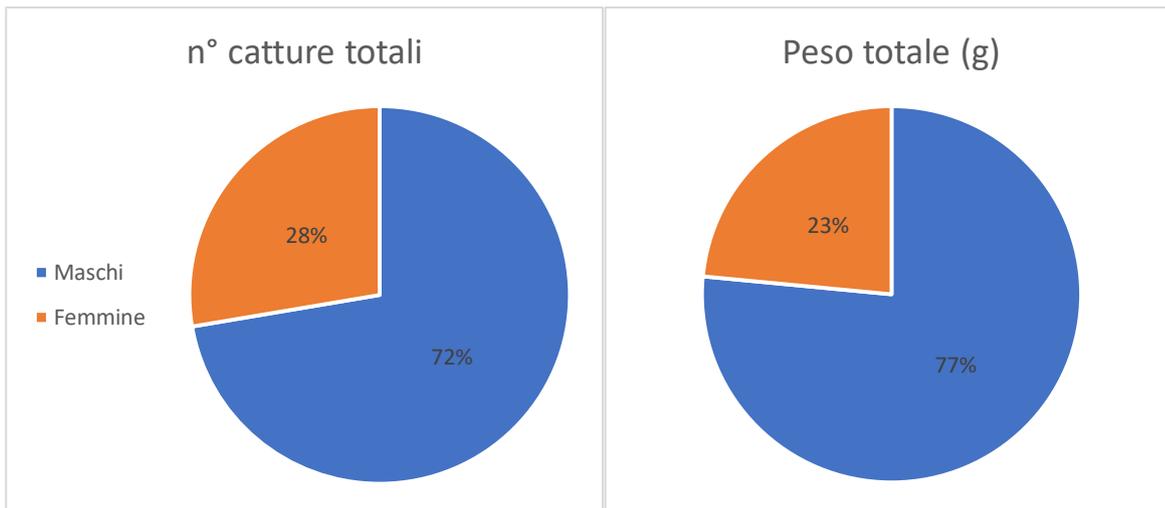


Figura 24. Ripartizione percentuale tra maschi e femmine del numero di granchi (sinistra) e della biomassa (destra) catturati complessivamente nelle quattro stazioni di campionamento.

Nelle stazioni di acque interne (Chioggia Nord, Chioggia Sud e Brenta), sono stati catturati complessivamente 385 esemplari di granchio blu (**Figura 25**): 291 maschi (76%) e 94 femmine, con una sex ratio di 3,01 in favore dei maschi. La biomassa complessiva delle catture è risultata di 71,42 Kg (80% maschi, 20% femmine).

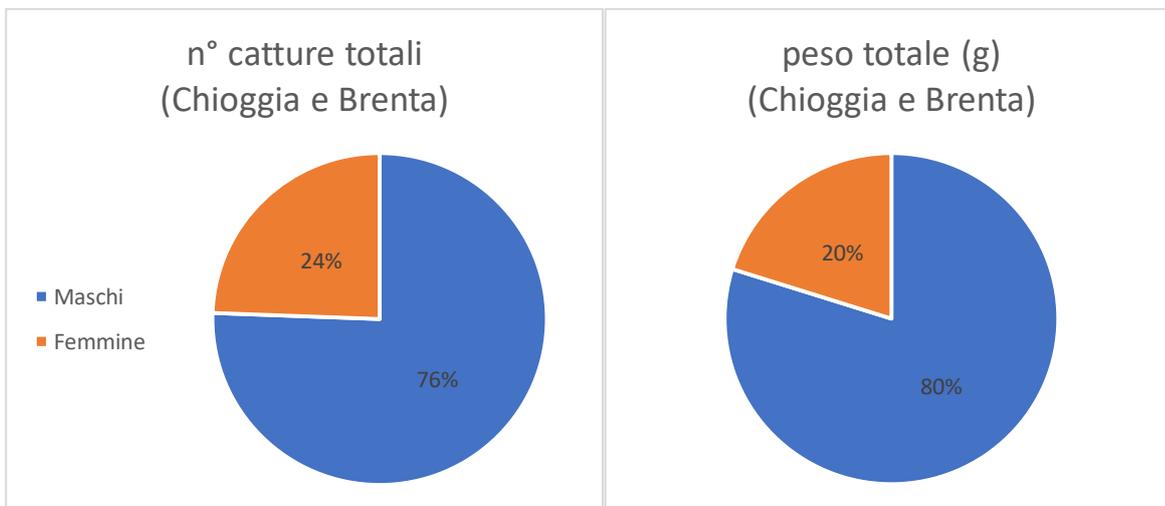


Figura 25. Ripartizione percentuale tra maschi e femmine del numero di granchi (sinistra) e della biomassa (destra) catturati complessivamente tre stazioni "interne" (Brenta, Chioggia Sud e Chioggia Nord).

Nella stazione di mare (Pellestrina) sono stati catturati complessivamente 110 esemplari (**Figura 26**): 67 maschi (61%) e 43 femmine (39%). Nonostante la maggior abbondanza delle femmine rispetto alle altre stazioni, la sex ratio risulta di 1,56 in favore dei maschi. La biomassa complessiva delle catture è risultata di 23,82 Kg (67% maschi, 33% femmine). Tuttavia, i dati di cattura per questo sito sono disponibili solo da inizio agosto, con due mesi di ritardo rispetto alle altre stazioni, e i campionamenti sono stati effettuati più ravvicinati nel tempo.

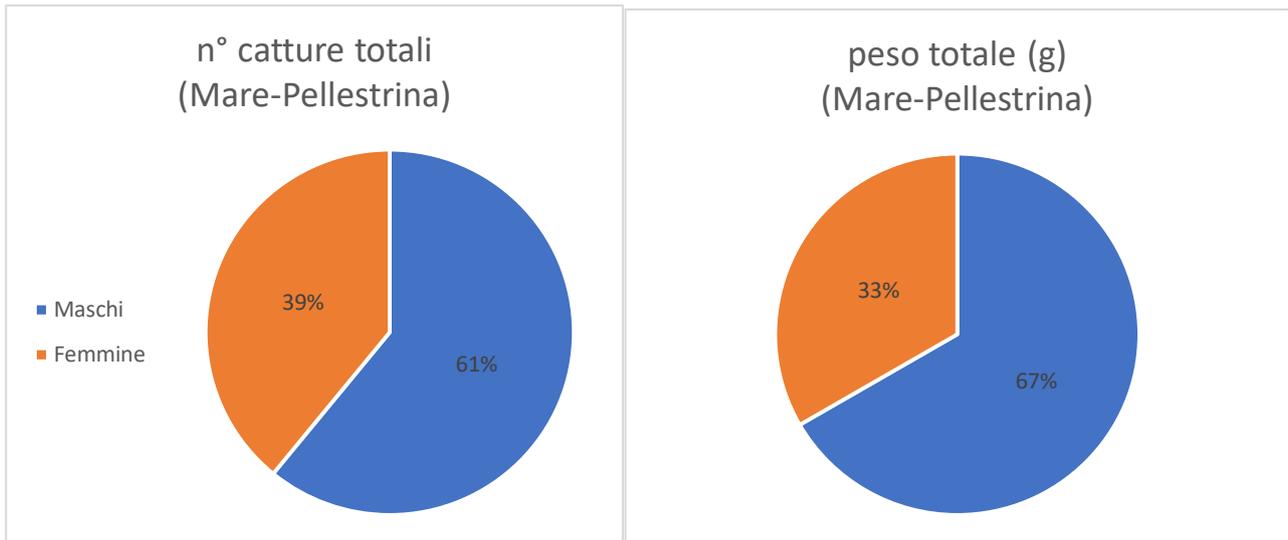


Figura 26. Ripartizione percentuale tra maschi e femmine del numero di granchi (sinistra) e della biomassa (destra) catturati complessivamente nella stazione di mare (Pellestrina).

Considerando il numero di individui catturati per sesso e le rispettive biomasse si osserva che i maschi sono mediamente più pesanti delle femmine. Il rapporto B/N (biomassa/numero di individui) evidenzia infatti una biomassa media individuale di 204,30 g per i maschi e di 161,50 g per le femmine.

Relativamente al numero di individui di *C. sapidus* catturati, si possono osservare delle differenze nelle abbondanze per stazione e nei diversi periodi di campionamento. Nella stazione del Brenta (**Figura 27**), le catture sono risultate molto basse (in media, meno di 1 individuo per nassa) da inizio giugno a inizio luglio, con un rapido incremento delle catture a fine luglio quando è stato raggiunto il picco massimo sull'intero periodo di indagine (in media, 8 individui per nassa). Le catture si sono abbassate già a partire dal successivo campionamento di agosto, mantenendosi però sempre su valori ben superiori (3-4 individui per nassa) di quelli osservati nel primo periodo di campionamento.

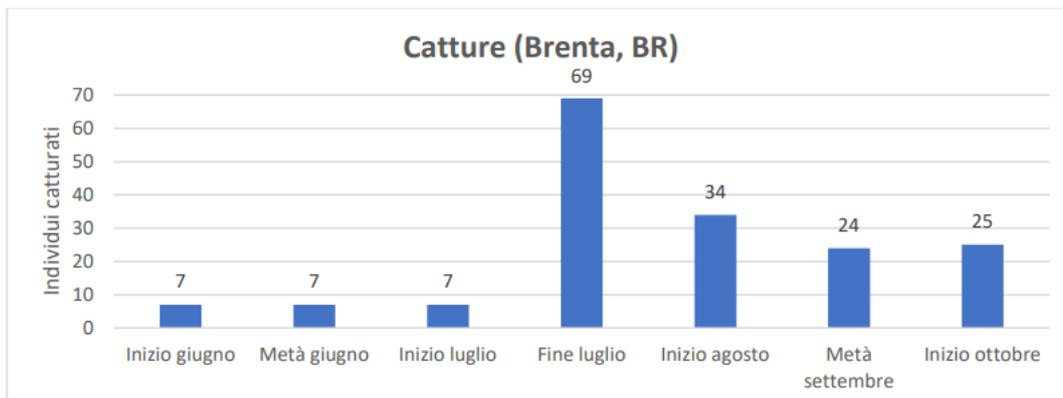


Figura 27. Numero di esemplari di granchio blu catturati per uscita di campionamento nella stazione del Brenta.

Anche nella stazione lagunare CHS (**Figura 28**) le catture sono minime all'inizio del periodo di indagine (mediamente meno di 1 individuo per nassa ad inizio giugno) per poi raggiungere il valore massimo a fine luglio (poco meno di 3 esemplari per nassa).

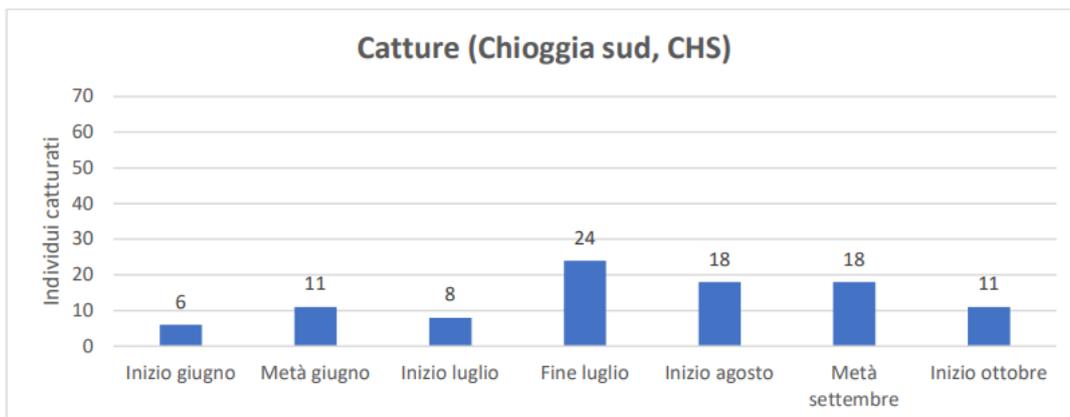


Figura 28. Numero di esemplari di granchio blu catturati per uscita di campionamento nella stazione di CHS.

Anche nell'altra stazione lagunare (CHN) le catture sono risultate minime all'inizio del periodo di studio (in media 0,3 esemplari per nassa) ma l'incremento delle catture si osserva già a inizio luglio (poco più di 2 individui per nassa). Le catture medie si mantengono poi attorno ai 2 individui per nassa fino alla fine del periodo di indagine (**Figura 29**).

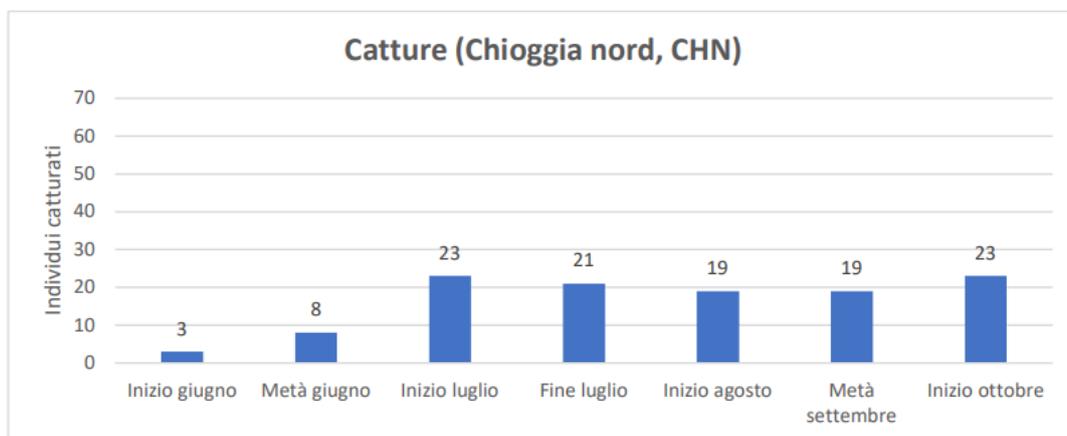


Figura 29. Numero di esemplari di granchio blu catturati per uscita di campionamento nella stazione di CHN.

Nella stazione di mare (Pellestrina, **Figura 30**) le catture, considerando il periodo di campionamento ridotto come sopra citato, si sono sempre mantenute abbastanza costanti nel tempo (mediamente da 1,5 a 2,5 esemplari per nassa).

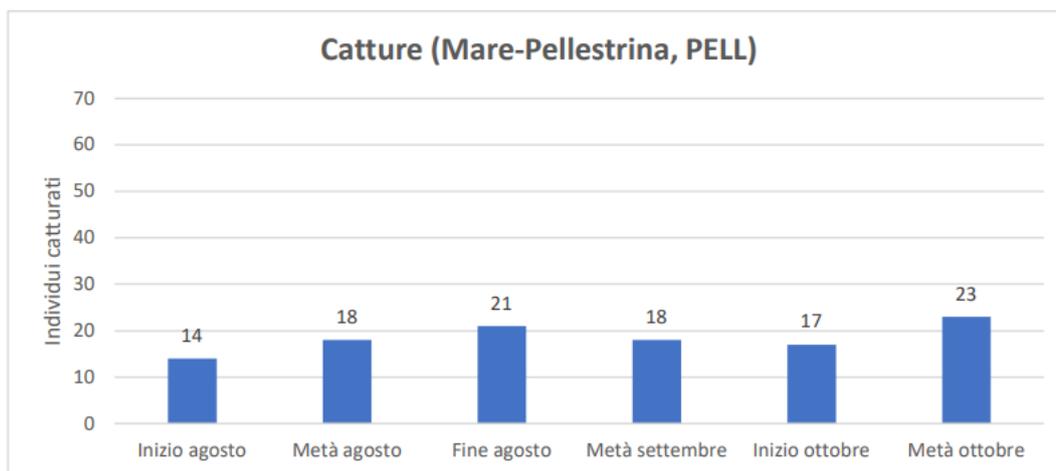


Figura 30. Numero di esemplari di granchio blu catturati per uscita di campionamento nella stazione di Pellestrina.

Le **Figure 31-32-33-34** mostrano la ripartizione percentuale in sessi degli esemplari catturati nelle quattro stazioni nei diversi periodi di campionamento. In generale, durante i primi mesi possiamo notare una maggiore eterogeneità nella presenza di maschi e di femmine, mentre successivamente le catture di maschi sono diventate la quasi totalità nelle stazioni di Chioggia (soprattutto a partire da fine luglio) e di Pellestrina (da settembre).

Nella stazione del Brenta (**Figura 31**), a inizio giugno i maschi rappresentavano la totalità degli individui catturati mentre le femmine sono diventate più abbondanti dei maschi a metà a giugno e a inizio luglio. Nei mesi successivi i maschi sono tornati ad essere i più presenti, anche se con una percentuale di componente femminile non trascurabile, che ha toccato un minimo ad inizio agosto per poi tornare a crescere nelle due uscite di campionamento successive.

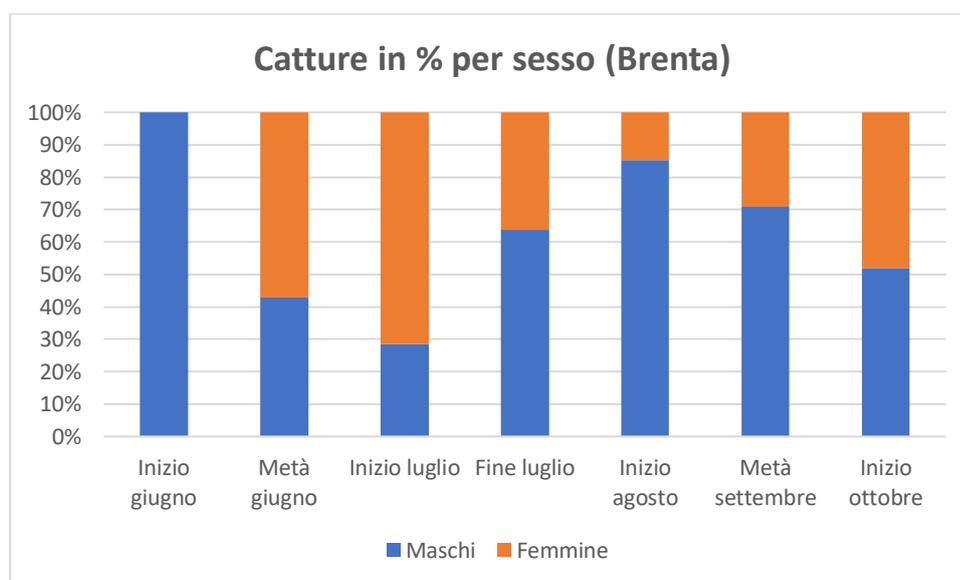


Figura 31. Ripartizione percentuale tra maschi del numero di catture di granchio blu per ciascuna uscita di campionamento nella stazione del Brenta.

A Chioggia Nord (**Figura 32**) i maschi sono risultati sempre predominanti sulle femmine, rinvenute solo durante quattro dei sette campionamenti.

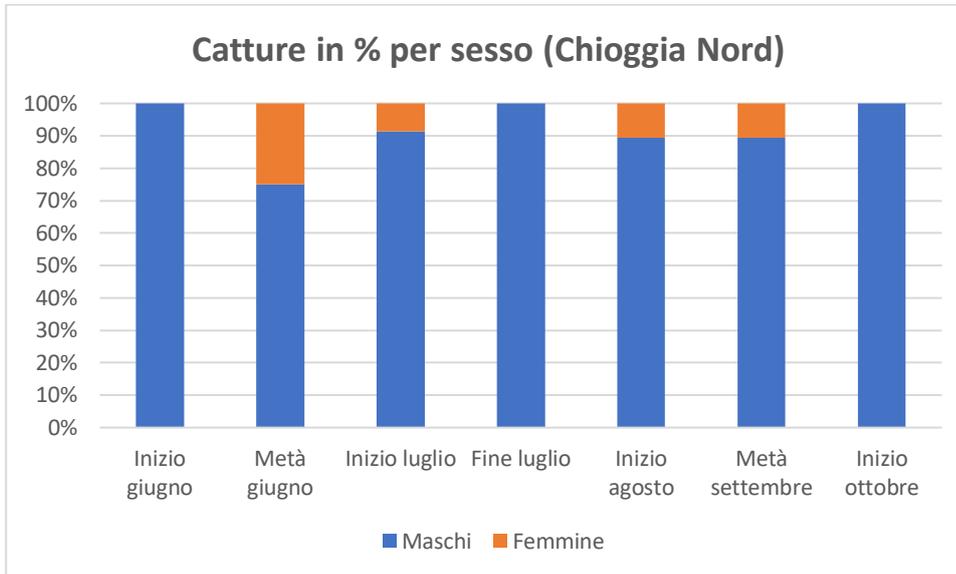


Figura 32. Ripartizione percentuale tra maschi del numero di catture di granchio blu per ciascuna uscita di campionamento nella stazione di Chioggia Nord.

A Chioggia Sud, nelle prime tre uscite di campionamento le femmine rappresentavano la quasi totalità delle catture (**Figura 33**). A partire da fine luglio sono stati catturati quasi esclusivamente individui maschi, sebbene qualche femmina fosse presente durante tutti i campionamenti. Non sono stati catturati individui maschi nel mese di giugno.

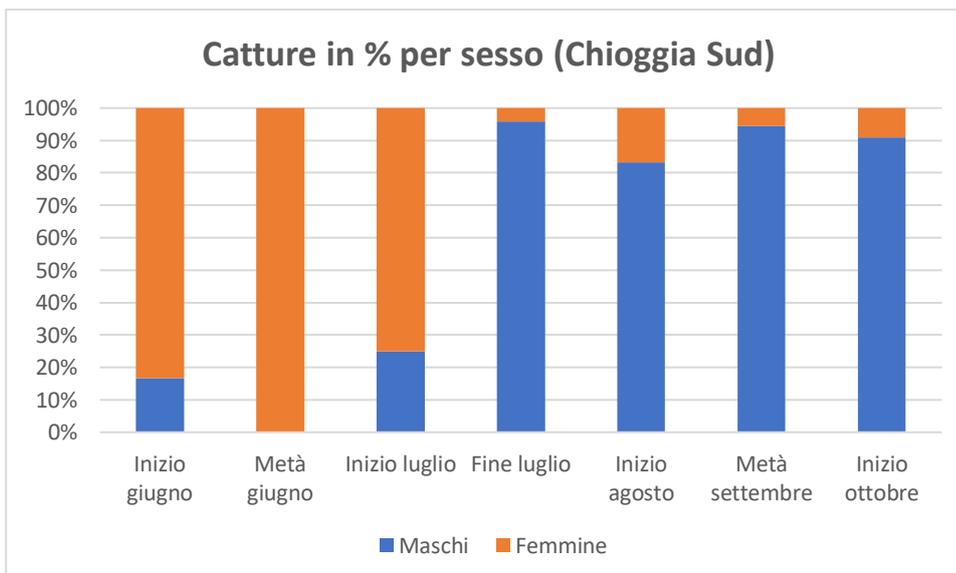


Figura 33. Ripartizione percentuale tra maschi del numero di catture di granchio blu per ciascuna uscita di campionamento nella stazione di Chioggia Sud.

In mare (**Figura 34**), dove i dati di cattura sono presenti solo a partire da inizio agosto, le femmine rappresentano la totalità o la quasi totalità delle catture rispettivamente a inizio e a fine agosto. A partire da settembre sono invece i maschi a rappresentare la quasi totalità del pescato.

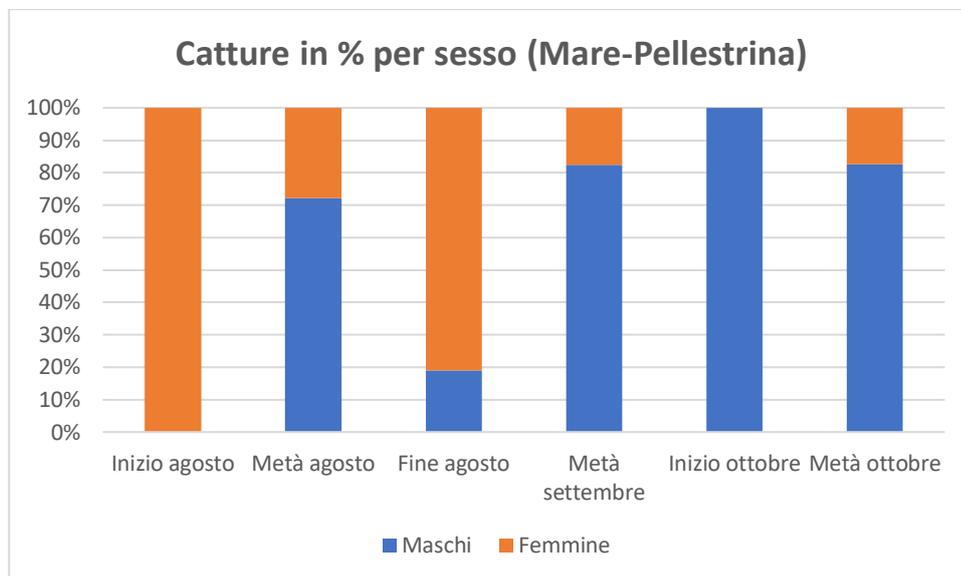


Figura 34. Ripartizione percentuale tra maschi del numero di catture di granchio blu per ciascuna uscita di campionamento nella stazione di Pellestrina.

3.2.2 Campionamenti con le nasse: Efficienza di cattura delle diverse nasse utilizzate

L'efficienza di cattura delle diverse nasse è stata valutata in termini di catture per unità di sforzo, espresse come Kg medi di granchio blu catturati per nassa per giorno.

Relativamente alle stazioni interne (Brenta, Chioggia Nord e Sud; **Figura 35**), la nassa di tipo "Verde Delta" è risultata caratterizzata da valori di CPUS nettamente maggiori rispetto a quelli osservati per le altre due tipologie sull'intero periodo di indagine. In particolare, i valori di CPUS sono risultati particolarmente elevati tra la fine di luglio e l'inizio di ottobre, con una media di 1,08 Kg e con un picco di 1,40 Kg per nassa per giorno a fine luglio.

La seconda tipologia di nassa più efficiente è risultata quella denominata "Blu Americana", con un valore massimo di CPUS di 0,58 Kg per nassa per giorno a inizio ottobre.

La nassa denominata "Verde Rossetti" ha avuto sempre un'efficienza minore delle altre due tipologie di nasse. Le catture sono risultate sempre piuttosto scarse durante tutte le campagne di campionamento, in particolare durante i primi campionamenti (da inizio giugno a inizio luglio), con un massimo di 0,28 Kg per nassa per giorno registrato a fine luglio.

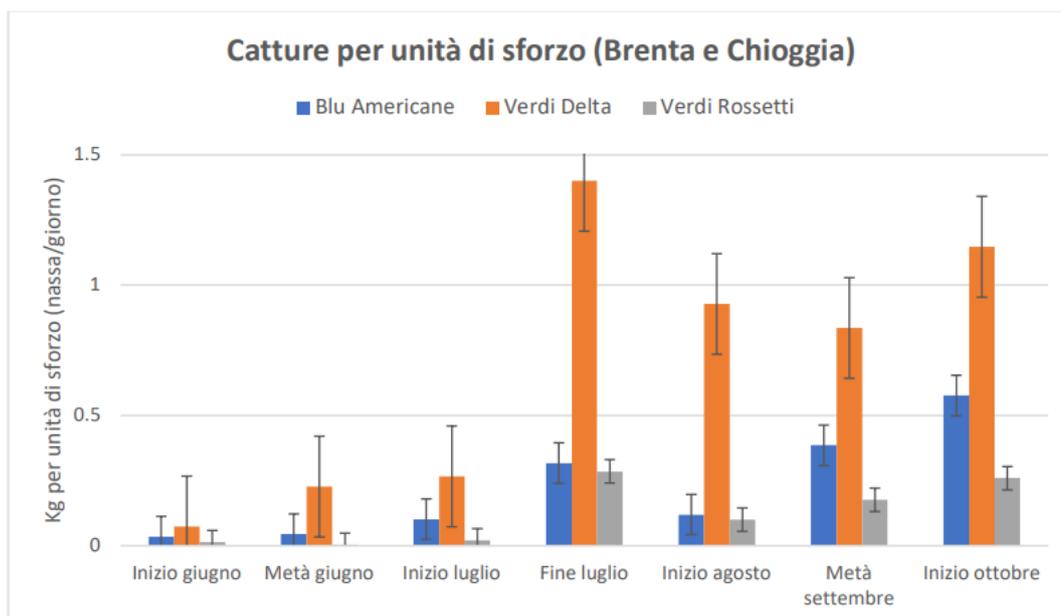


Figura 35. Confronto tra le medie (con errore standard) delle catture per unità di sforzo (Kg per nassa/giorno) delle tre tipologie di nasse (in blu: Blu Americane, in arancio: Verdi Delta e in grigio: Verdi Rossetti) per ciascuna delle sette campagne di campionamento nelle stazioni di acque interne (Brenta, Chioggia Nord e Chioggia Sud).

Relativamente alla stazione PELL (**Figura 36**), anche in questo caso la nassa “Verde Delta” è quella che ha presentato sempre i valori più elevati di CPUS, con una media di 1,12 Kg per nassa per giorno e un massimo di 1,42 Kg per nassa per giorno a fine agosto.

Molto meno efficiente in termini di CPUS sono risultate le nasse “Blu americane”: in due uscite di campionamento non è stato catturato alcun granchio blu con queste nasse, e il valore massimo di 0,67 kg per nassa per giorno è stato osservato a metà ottobre.

In mare l’efficienza di cattura delle nasse del tipo “Verde Rossetti” è risultata nulla, non essendo mai stato catturato alcun granchio blu durante l’intero periodo di campionamento.

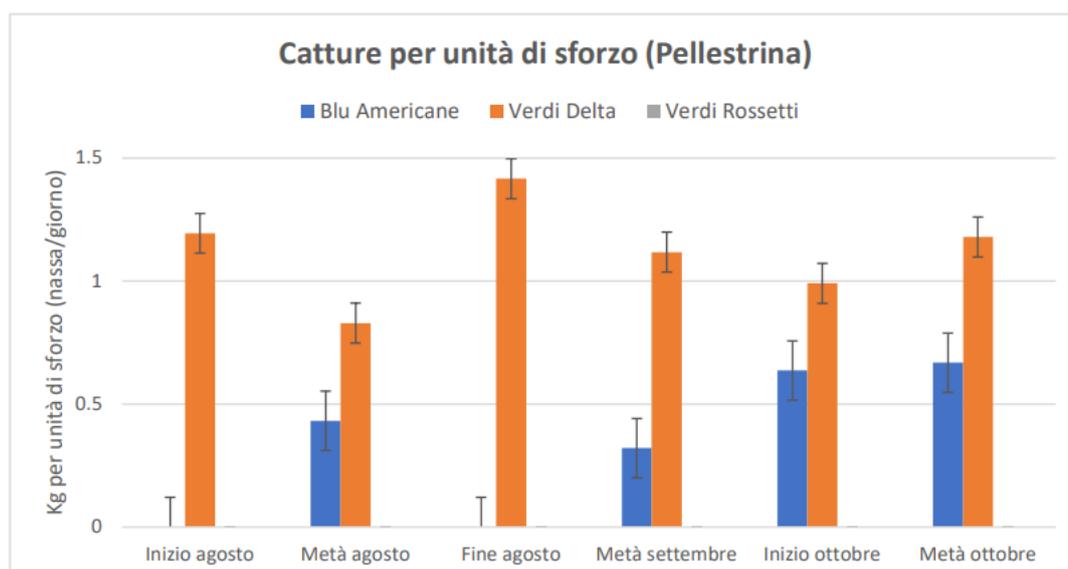


Figura 36. Confronto tra le medie (con errore standard) delle catture per unità di sforzo (Kg per nassa/giorno) delle tre tipologie di nasse (in blu: Blu Americane, in arancio: Verdi Delta e in grigio: Verdi Rossetti) per ciascuna delle sette campagne di campionamento nella stazione di Pellestrina.

L'efficienza di cattura delle diverse nasse è stata testata statisticamente mediante un test non parametrico di Kruskal-Wallis, $p < 0,05$. Il post hoc (Tukey test) rivela che le nasse "Verdi delta" sono statisticamente più efficienti delle nasse "Blu americane" (Tukey test, $p = e^{-7}$) e delle nasse "Verdi Rossetti" (Tukey test, $p = e^{-17}$). Le nasse "Blu americane" a loro volta risultano essere più efficienti delle nasse "Verdi rossetti" (Tukey test, $p = e^{-4}$).

3.2.3 Campionamenti con le nasse: Struttura di popolazione e analisi biometriche

La **Figura 37** mostra la struttura di popolazione di maschi e femmine in cm (LCSS) calcolata sulle catture totali con le nasse (tutte le stazioni e tutte le campagne di campionamento).

L'individuo di dimensioni maggiori (larghezza del carapace misurata alla base delle spine, LCSS) campionato con le nasse è stato un maschio di 17,24 cm, mentre quello di dimensioni minori era un maschio di 1,34 cm. La maggior parte degli esemplari campionati presentava comunque una LCSS compresa tra gli 8 e i 15 cm.

Sia nel caso dei maschi che delle femmine, la maggior parte degli individui catturati presentava una LCSS compresa tra 11 e 12 cm; i maschi raggiungono comunque dimensioni del carapace maggiori rispetto alle femmine.

Tutte le femmine ovigere campionate con le nasse avevano una dimensione compresa tra gli 11 e i 13 cm di LCSS. La struttura per taglie delle catture riflette la selettività delle nasse utilizzate, legata sia alla dimensione delle maglie utilizzate sia al lume delle bocche di entrata.

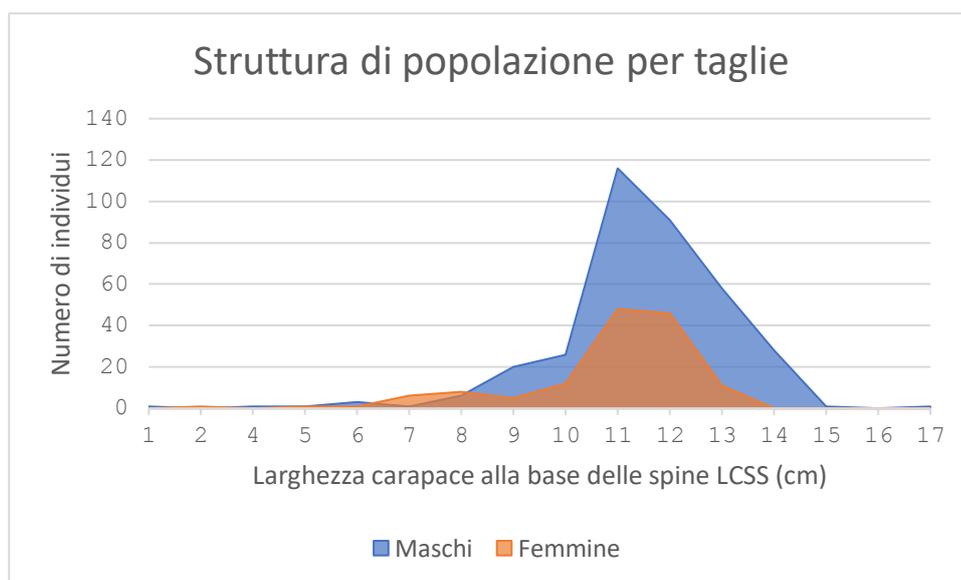


Figura 37. Campionamento con le nasse: Struttura di popolazione per intervalli di taglia (1 cm) di tutti i granchi campionati durante le sette campagne, divisi tra maschi e femmine.

In **Figura 38** viene riportata la struttura di popolazione in taglie per mese di campionamento. All'inizio del periodo di indagine le femmine presentavano lunghezze del carapace (LCSS) in media più grandi di quelle dei maschi. Nei mesi successivi, non è stato osservato un incremento della LCSS delle femmine, mentre è stato riscontrato un aumento delle dimensioni dei maschi già a partire dal mese di luglio. La LCSS dei maschi è aumentata poi progressivamente fino alla fine del periodo di indagine.

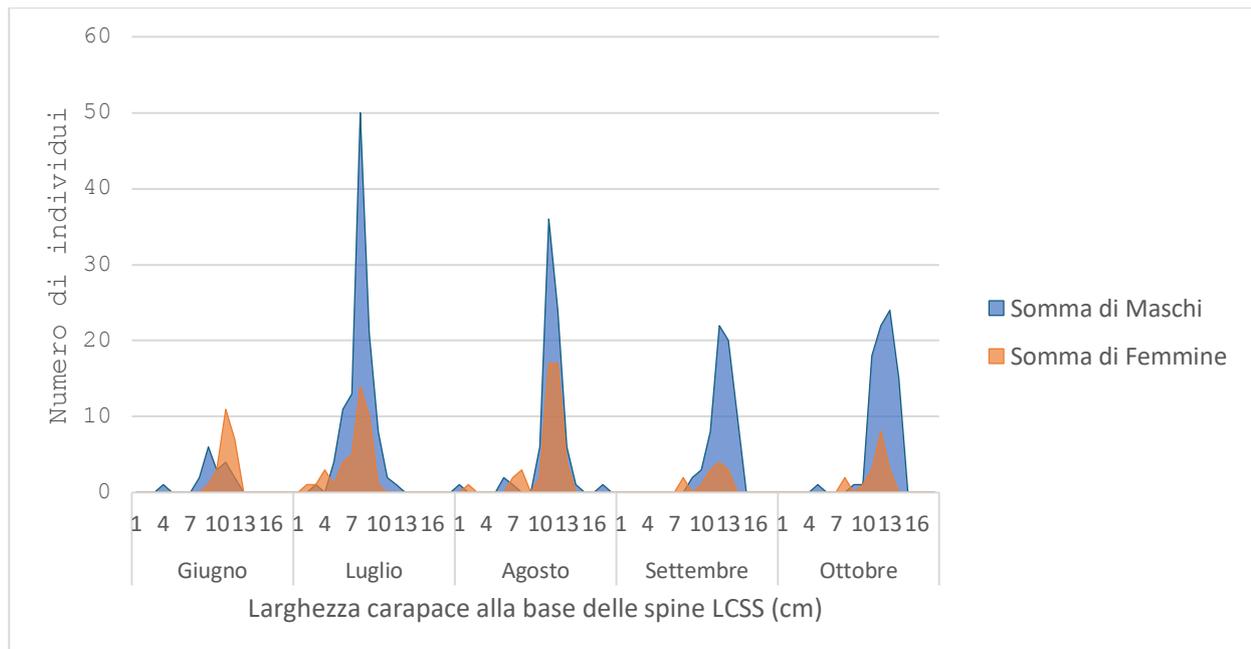


Figura 38. Campionamento con le nasse: Struttura di popolazione per intervalli di taglie (1 cm) dei granchi per mese di campionamento divisi per maschi e femmine.

La **Figura 39** mostra le catture accessorie (specie differenti dal granchio blu) nei diversi tipi di nassa utilizzati. Sono state rinvenute complessivamente 8 specie accessorie: 3 specie di crostacei (*Carcinus aestuarii*, *Maja Squinado* e *Eriphia verrucosa*), 2 taxa di molluschi gasteropodi (*Nassarius* sp., *Hexaplex trunculus*), 1 specie di mollusco cefalopode (*Sepia officinalis*), 1 specie ittica (*Zosterisessor ophiocephalus*) e 1 specie di ctenoforo (*Mnemiopsis leidyi*). Le catture di specie accessorie sono risultate più frequenti nelle nasse del tipo “Verdi Rossetti” (7 dei 9 taxa complessivamente rinvenuti), rispetto alle altre 2 tipologie, in particolare un gran numero di granchi verdi (*C. aestuarii*) e murici (*H. trunculus*).

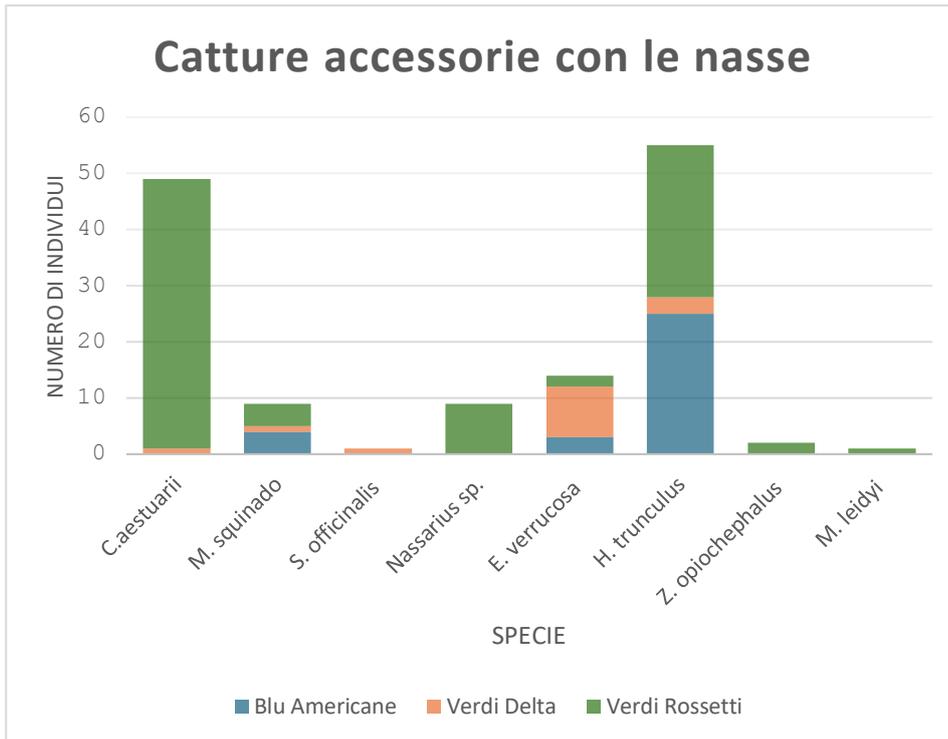


Figura 39. Catture accessorie con le 3 tipologie di nasse (In blu “Blu Americane”, in arancio “Verdi Delta e in verde “Verdi Rossetti).

3.2.4 Campionamento con le “tresse con bertovelli”

Per quanto concerne il campionamento con tresse nelle stazioni di CHN e SG, i dati del presente studio sono stati confrontati con dati pregressi, raccolti nel contesto di 6 campagne di monitoraggio tra settembre 2020 e giugno 2021 (Franzoi et al., 2021; **Tabella 5 e 6**). La stazione CHN è stata arricchita di altri dati forniti settimanalmente dai pescatori locali tra maggio e giugno 2023.

Nella **Tabella 5** nella stazione di Chioggia nord si osserva come le catture di granchio blu risultino sporadiche nell’autunno 2020, assenti nella primavera 2021, costantemente presenti ma non abbondanti a fine primavera 2023 e abbondanti nei mesi seguenti del 2023, con picchi massimi di presenza molto elevati ad estate inoltrata e all’inizio dell’autunno.

Tabella 5 Sintesi dei dati di pesca dei granchi blu, nella stazione di Chioggia Nord. In blu le tresse provenienti dalle sei campagne di campionamento effettuate tra settembre 2020 e giugno 2021, in verde quelle provenienti dai dati dei pescatori tra maggio e giugno 2023 e in giallo le quattro campagne di campionamento mensili effettuate tra agosto e novembre 2023. CPUS= catture per unità di sforzo espresse in “individui per coda” e per “grammi per coda”.

data	CODE	CATTURE	GIORNI	CPUS (ind/coda)	PESO	CPUS (g/coda)
15-set-20	20	3	1	0,15	1220	61,00
19-ott-20	14	0	1	0,00	0	0,00
27-nov-20	14	0	1	0,00	0	0,00
21-apr-21	20	0	2	0,00	0	0,00
28-mag-21	20	0	2	0,00	0	0,00
25-giu-21	13	0	2	0,00	0	0,00
31-mag-23	115	18	1	0,16	-	-
06-giu-23	115	15	2	0,07	-	-
12-giu-23	105	3	2	0,01	-	-
19-giu-23	100	15	2	0,08	-	-
26-giu-23	100	6	2	0,03	-	-
31-ago-23	20	133	1	6,65	32930	1646,50
28-set-23	20	99	1	4,95	32780	1639,00
27-ott-23	20	14	2	0,35	1980	49,50
16-nov-23	20	24	1	1,20	4006	200,30

Nella **Tabella 6** invece, si osserva come nella stazione di San Giuliano la specie risulti assente nell'autunno 2020 e nella primavera 2021 e abbondante nei mesi di campionamento dell'anno 2023, con picchi massimi di presenza molto elevati ad estate inoltrata e all'inizio dell'autunno.

Tabella 6 Sintesi dei dati di pesca dei granchi blu, nella stazione di San Giuliano, con le tresse provenienti dalle sei campagne di campionamento effettuate tra settembre 2020 e giugno 2021 (in blu) e dalle quattro campagne di campionamento mensili effettuate tra settembre e fine ottobre 2023 (in giallo). CPUS = catture per unità di sforzo espresse in "individui per coda" e per "grammi per coda".

Data	CODE	CATTURE	GIORNI	CPUS(ind/coda)	PESO	CPUS(g/coda)
16-set-20	20	0	1	0	0	0
12-ott-20	20	0	4	0	0	0
05-nov-20	20	0	6	0	0	0
19-apr-21	20	0	5	0	0	0
14-mag-21	20	0	10	0	0	0
08-giu-21	20	0	3/4	0	0	0
25-set-23	20	146	4	1,83	35450	443,13
16-ott-23	20	66	4	0,83	23890	298,63
30-ott-23	20	72	3	1,20	4662	77,70

Le **Figura 40 e 41** riportano le catture per unità di sforzo (Kg /coda giorno) durante le dieci campagne di campionamento effettuate con le tresse tra il 2020 e il 2023 per Chioggia Nord e durante le 9 campagne effettuate tra il 2020 e 2023 per San Giuliano, suddivise per granchio verde (*Carcinus aestuarii*), granchio blu (*Callinectes sapidus*) e le altre specie target (Pranovi et al., 2013; Zucchetta et al., 2016) cumulate assieme (*Anguilla anguilla*, *Atherina boyeri*, *Chelon auratus*, *Crangon crangon*, *Palaemon adspersus*, *Palaemon elegans*, *Pomatoschistus minutus*, *Palaemon serratus*, *Sepia officinalis*, *Platichthys flesus*, *Sparus aurata* e *Zosterisessor ophiocephalus*).

La biomassa del granchio verde ha subito una netta decrescita in concomitanza alla diffusione del granchio blu (agosto e settembre 2023), risultando quasi completamente assente in questo periodo,

per poi tornare più abbondante a fine ottobre, inizio novembre 2023, successivamente al diminuire delle biomasse di granchio blu.

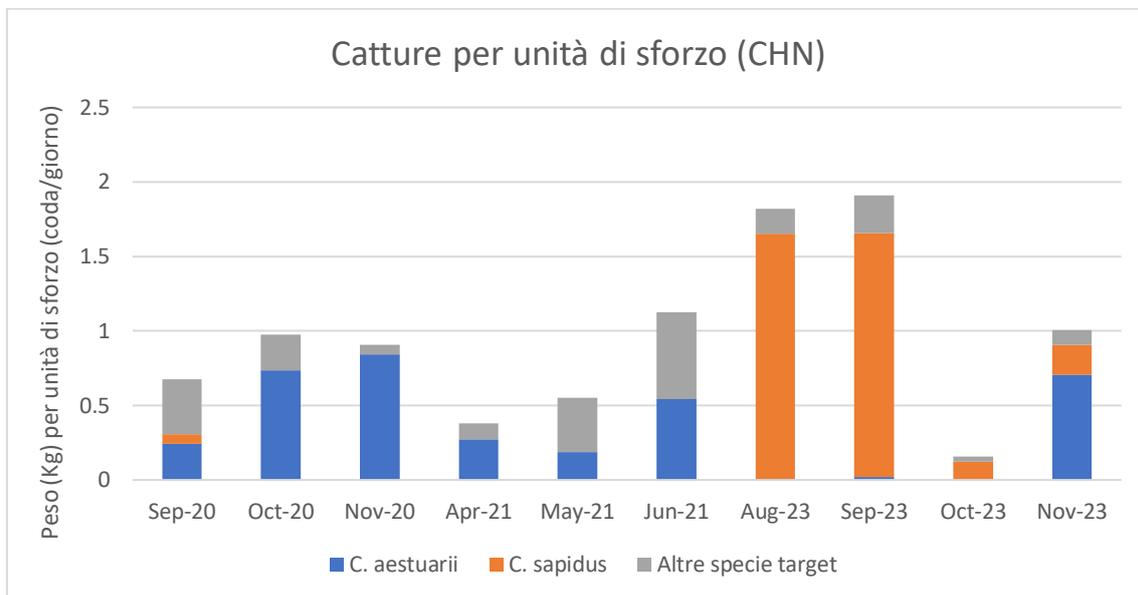


Figura 40. Stazione di Chioggia Nord: confronto tra le catture per unità di sforzo (peso per coda/giorno) del granchio blu, *C. sapidus* (in arancio), del granchio verde, *C.aestuarii* (in blu) e delle altre specie target (in grigio) calcolate per le sei campagne di campionamento effettuate tra settembre 2020 e giugno 2021 e per le quattro campagne di campionamento mensili effettuate tra agosto e novembre 2023.

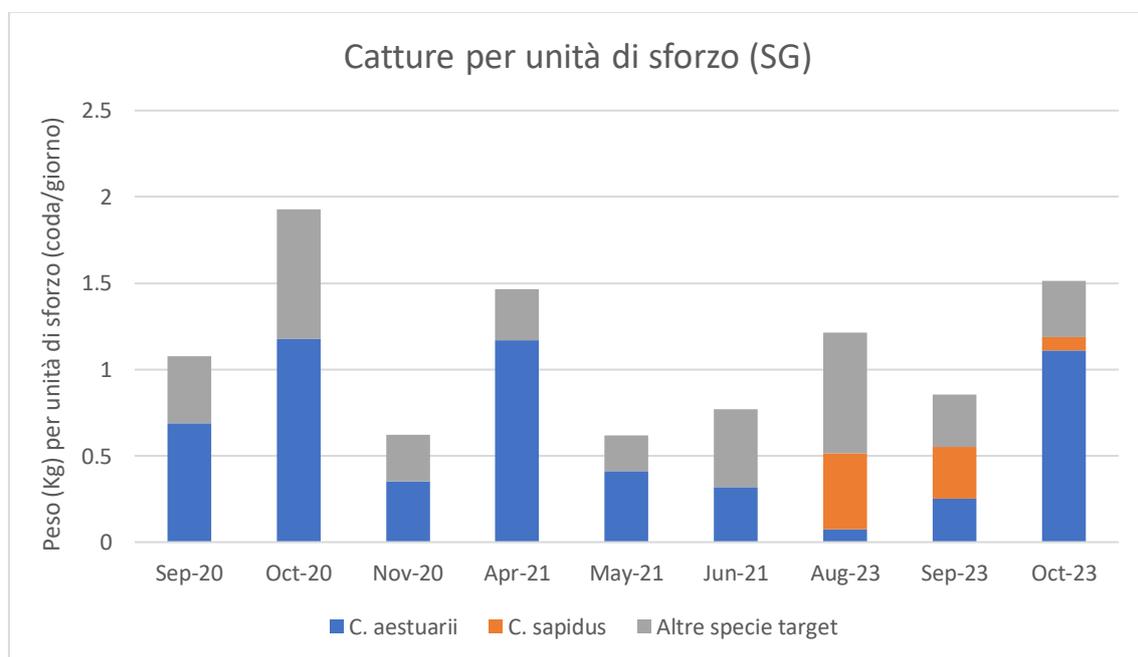


Figura 41. Stazione di San Giuliano: confronto tra le catture per unità di sforzo (peso per coda/giorno) del granchio blu, *C. sapidus* (in arancio), del granchio verde, *C.aestuarii* (in blu) e delle altre specie target (in grigio) calcolate per le sei campagne di campionamento effettuate tra settembre 2020 e giugno 2021 e per le quattro campagne di campionamento mensili effettuate tra agosto e novembre 2023.

Nella **Figura 42** è riportato il peso medio individuale del granchio verde durante otto delle dieci campagne di campionamento totali per le quali è stato possibile realizzare il calcolo del rapporto

biomassa/numero di individui peso. Si nota un notevole calo di tale rapporto tra i dati del 2020-2021 e i dati del 2023, passando da una media di 20,64 grammi medi per individuo a una media di 3,28 grammi medi per individuo.

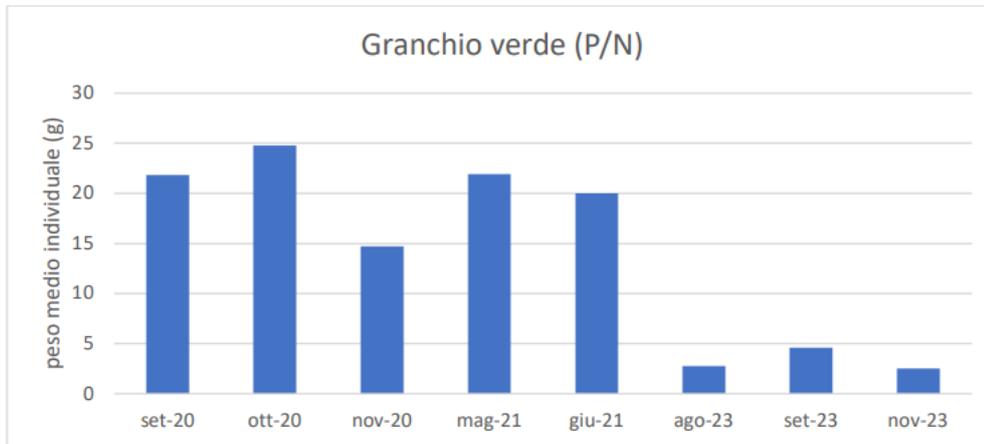


Figura 42. Peso medio individuale degli esemplari di granchio verde calcolato dai dati di pesca delle tresse tra il 2020 e il 2023.

In **Figura 43** vengono mostrate le differenze delle medie di LCSS degli esemplari catturati con i diversi strumenti di cattura: le tre tipologie di nasse (Verdi Delta, Blu Americane e Verdi Rossetti) e le Tresse.

Tale valore è risultato essere 11,58 cm per i granchi catturati con le nasse “Verdi Delta”, 11,51 cm per i granchi catturati con le nasse “Blu Americane”, 9,49 cm per i granchi catturati con le nasse “Verdi Rossetti” e 8,53cm per i granchi catturati con le tresse.

Si evidenziano differenze statisticamente significative tra le taglie medie degli individui catturati e la tipologia di nassa utilizzata (Kruskall Walliss, $p < 0.05$).

Il post hoc (Tukey Test) rivela le seguenti significatività:

- LCSS “Verdi Delta” vs “Blu Americane” $p > 0.05$
- LCSS “Verdi Delta” vs “Verdi Rossetti” $p < 0.001$
- LCSS “Verdi Delta” vs “Tresse” $p < 0.001$
- LCSS “Blu Americane” vs “Verdi Rossetti” $p < 0.001$
- LCSS “Blu Americane” vs “Tresse” $p < 0.001$
- LCSS “Verdi Rossetti” vs “Tresse” $p < 0.001$

Le nasse “Verdi Delta” catturano individui mediamente più grandi rispetto a quelle del tipo “Verdi Rossetti” e tresse, così come le “Blu americane”. Anche le nasse “Verdi Rossetti” risultano significativamente più efficienti nel catturare individui di taglia maggiore rispetto alle tresse.

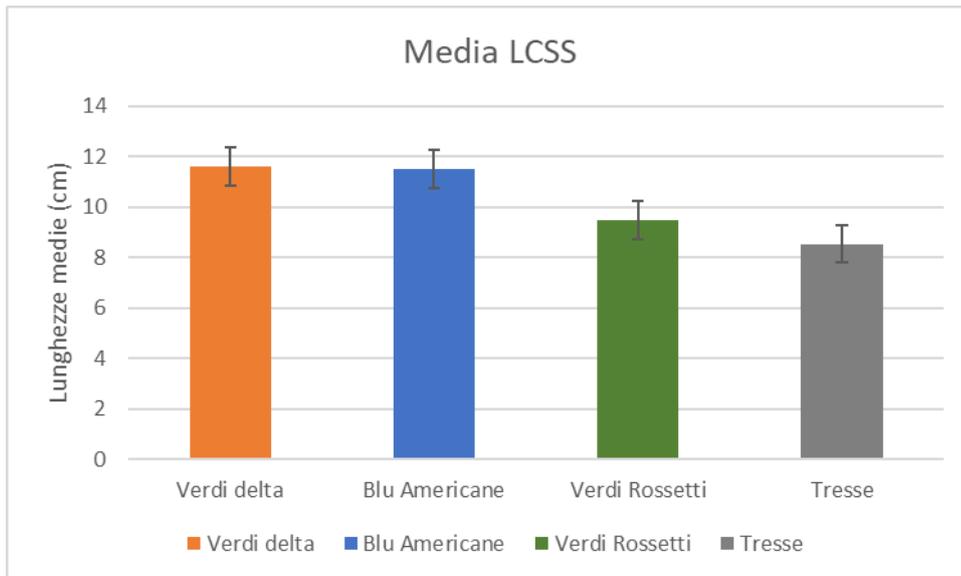


Figura 43. Media (con deviazione standard) dei valori misurati di larghezza del carapace (alla base delle spine; LCSS) per gli esemplari catturati con ciascuna tipologia di nassa e con le tresse.

3.3 Analisi comportamentale

3.3.1 Tasso di alimentazione

La **Figura 45** mostra il consumo orario medio di vongole per esemplare di *C. sapidus*, da 1 a 7 ore, e il consumo dopo 24 ore dall'inizio dell'esperimento. Il grafico mostra che, per entrambi i sessi, sono state consumate più vongole di taglia piccola con una media di 3,5 vongole dopo 24 ore per i maschi e una media di 2 vongole per le femmine. Le vongole di dimensioni maggiori sono risultate essere le meno consumate in entrambi i sessi. Tuttavia, per le femmine, inizialmente sembra esserci una differenza nella media di consumo tra le vongole di classe di taglia "media" e quelle di taglia "grande", ma dopo 24 ore dall'inizio dell'esperimento, la media di consumo delle vongole di taglia "grande" è risultata essere leggermente superiore.

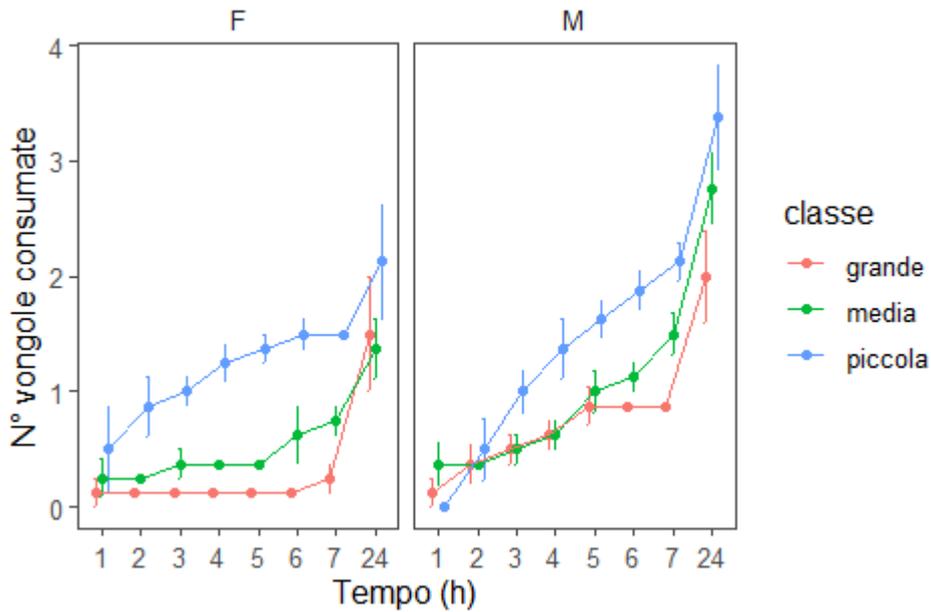


Figura 45. Curva cumulativa della quantità di vongole consumate nel tempo (femmine a sinistra, maschi a destra) in base alla classe di taglia delle vongole (rossa=grande, verde=media, blu=piccola).

La **Figura 46** mostra il consumo orario medio di vongole per esemplare di *C. sapidus*, da 1 a 7 ore, e il consumo dopo 24 ore dall'inizio dell'esperimento senza distinzione di taglie. Dal grafico si evince che gli individui maschi consumano più prede rispetto alle femmine con una differenza più evidente trascorse le 24 ore.

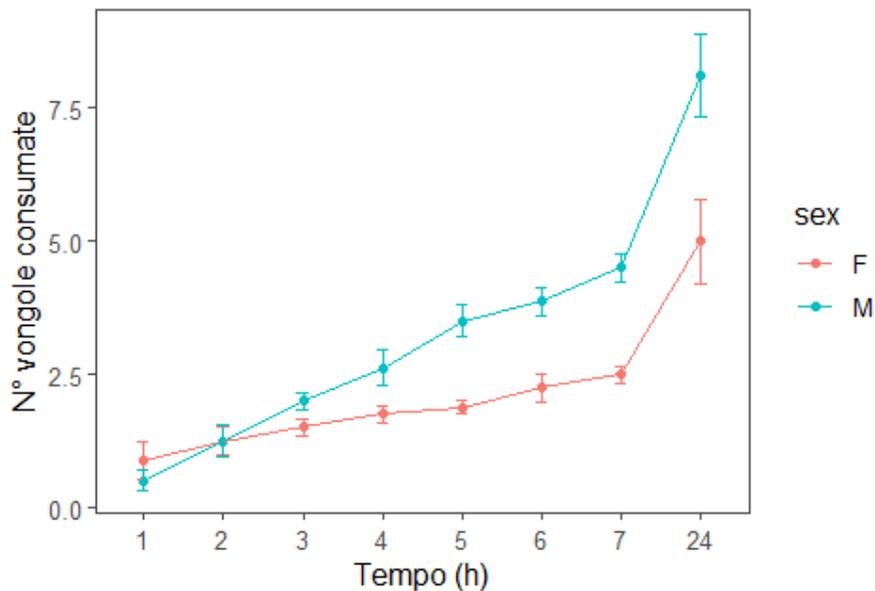


Figura 46. Curva cumulativa della quantità di vongole consumate nel tempo distinguendo il sesso dell'animale (maschi e femmine).

La **Figura 47** mostra un boxplot con le taglie delle vongole consumate (SI) o non consumate (NO), per i due sessi (F = femmine, M = maschi). Si evidenzia una differenza statisticamente significativa tra la taglia delle vongole consumate e quelle non consumate, in entrambi i sessi. *C. sapidus*

preferisce predare vongole di dimensioni minori di 40 mm (t.test, df = 228.95, p-value = 0.001128).
 Come si vede nella **Figura 48** entrambi i sessi insistono maggiormente su prede di dimensioni medio-piccole.

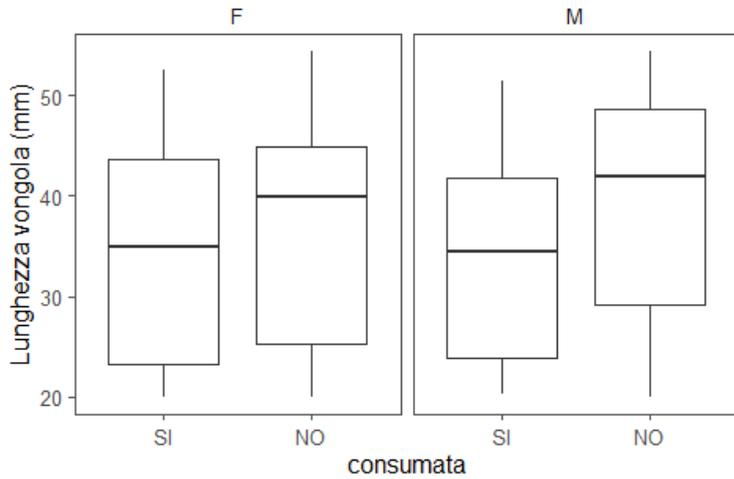


Figura 47. Boxplot delle taglie delle vongole consumate (SI) e non consumate (NO) per i due sessi (femmine a sinistra e maschi a destra) in relazione alla loro lunghezza (mm).

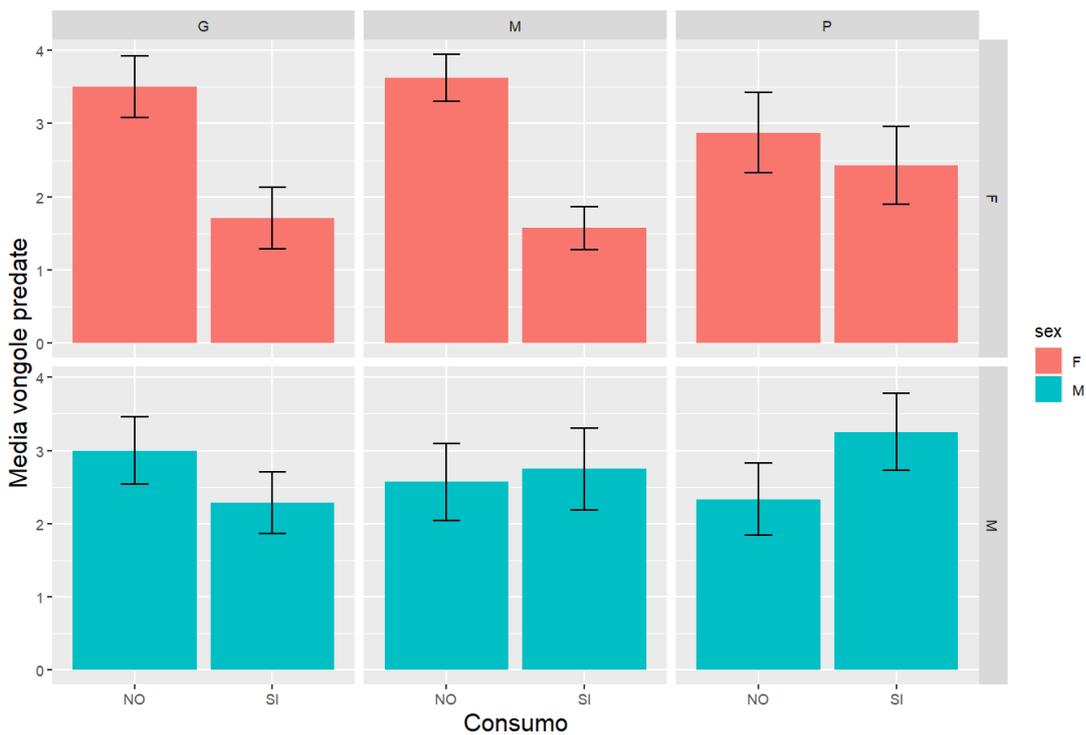


Figura 48. Barplot con errore standard delle vongole consumate (SI) e non consumate (NO) (G=grande, M=media, P=piccola). I maschi sono evidenziati in azzurro mentre le femmine in rosso.

3.3.2 Manipolazione

Nella **Figura 49** sono state differenziate le tecniche di apertura nei due sessi (dattilo e crush) evidenziando anche la non apertura della vongola.) È stato poi messo in evidenza il numero di vongole consumate, differenziate in base alla classe di taglia. Il grafico mostra come le vongole appartenenti alla classe di taglia “grande” richiedano più tempo di apertura e non vengono mai aperte per rottura delle valve. È stata registrata solamente un’apertura di una vongola di taglia “grande” da parte di un individuo femmina, per dattilo. Anche se le vongole della classe di taglia “piccole” vengono schiacciate da entrambi i sessi, i maschi utilizzano la tecnica “crush” molto più frequentemente. Nei maschi non si riscontrano aperture di vongole di media taglia con la tecnica “crush”, mentre per quanto riguarda le femmine soltanto un esemplare è riuscito ad aprire una vongola di media taglia con questa tecnica.

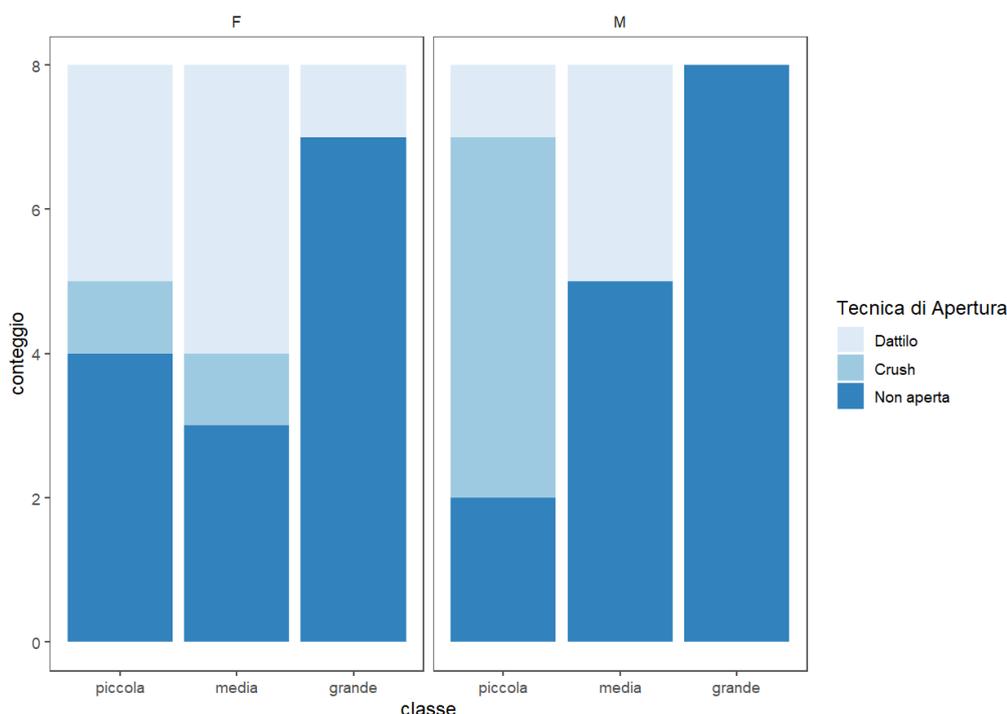


Figura 49. Grafici a barre con il conteggio del numero di vongole differenziando le tecniche di apertura delle vongole (aperte utilizzando il dattilo, tramite schiacciamento e non aperte), differenziando la classe di taglia (piccola, media e grande) delle vongole e differenziando i due sessi di *C. sapidus* (maschi e femmine).

La **Figura 50** mostra i tempi di manipolazione delle vongole divise per taglia. Nel grafico si nota che il tempo di manipolazione aumenta all’aumentare della taglia della vongola. Le vongole di taglia piccola vengono mediamente consumate in meno di 500 secondi, mentre le vongole di taglia grande necessitano in media di un tempo maggiore di 1000 secondi. Si riscontra una grande variabilità nei tempi di apertura in base al sesso. In caso di non apertura è stato attribuito un tempo di 1800 secondi (30 minuti). In figura viene evidenziata una differenza statisticamente significativa tra i

tempi di apertura delle vongole di taglia grande e di taglia piccola nei maschi (Kruskal-Wallis: $X^2=16.466$, $df = 5$, $p\text{-value}=0.005633$). Non si evidenziano differenze statisticamente significative tra i tempi di apertura dei maschi e delle femmine.

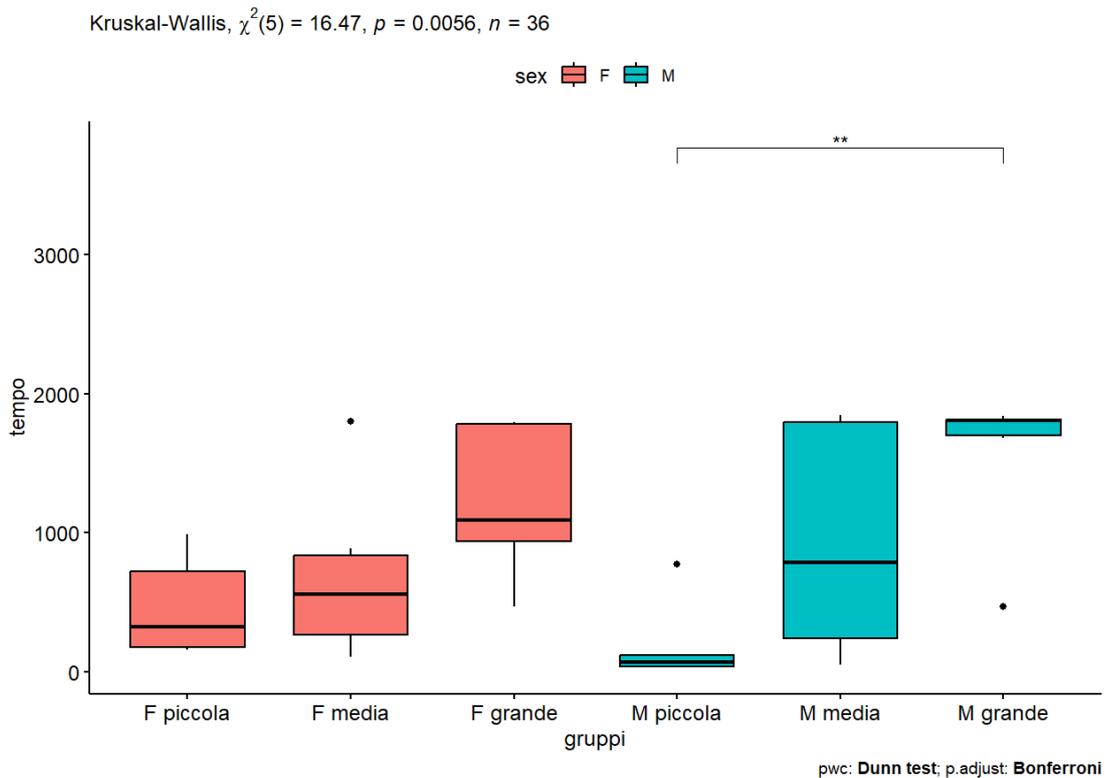


Figura 50. Boxplot che evidenzia le differenze statisticamente significative tra i tempi di apertura e la taglia delle vongole nei due sessi (femmine in rosa e maschi in blu).

La **Figura 51** mostra i tempi di apertura in base alla tecnica utilizzata. Si evidenziano tempi di apertura maggiori nell'utilizzo del dattilo. Il "crush" risulta essere la tecnica di manipolazione più veloce ma non utilizzata per prede di taglia grande. Nei maschi non sono state registrate aperture di vongole di taglia media tramite la tecnica "crush". In caso di non apertura è stato attribuito un tempo di 1800 secondi (30 minuti).

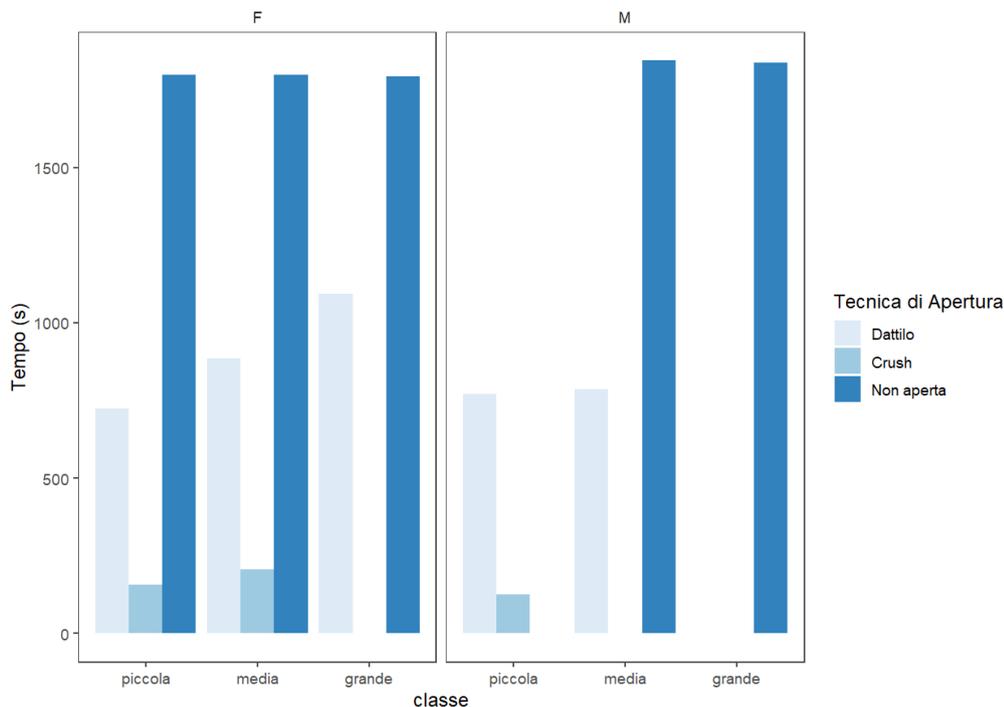


Figura 51. Grafici a barre con i tempi di manipolazione relativi alle tecniche di apertura (dattilo, crush e non aperta) delle vongole divise per taglia (piccola, media, grande) nei due sessi (femmine a sinistra e maschi a destra).

La **Figura 52** mostra la regressione lineare tra il peso della vongola e il tempo di apertura, evidenziando una relazione diretta e significativa ($P < 0.05$) tra le due variabili.

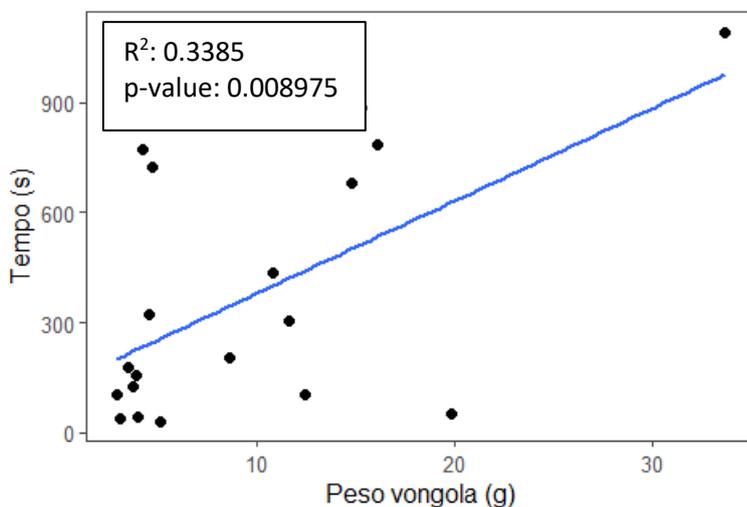


Figura 52. Regressione polinomiale tra il peso della vongola (g) e il tempo di apertura da parte del granchio (s).

La **Figura 53** mostra la regressione polinomiale del profit per entrambi i sessi. Le vongole di minori dimensioni richiedono un investimento energetico ridotto, manifestato da tempi di apertura ridotti, tuttavia generano una bassa resa energetica. Al contrario, le vongole di dimensioni maggiori richiedono un maggiore dispendio energetico con tempi di apertura prolungati, ma conseguono una resa energetica maggiore. Il profit evidenzia il compromesso più vantaggioso della taglia di vongola

ideale da consumare, in relazione all'energia acquisita mangiando e l'energia investita per aprirla. Le vongole con un peso medio di circa 25 grammi rappresentano il compromesso ottimale di equilibrio tra il costo energetico dell'acquisizione e l'energia ottenuta. Non si evidenzia però, una preferenza specifica in relazione alla taglia della preda.

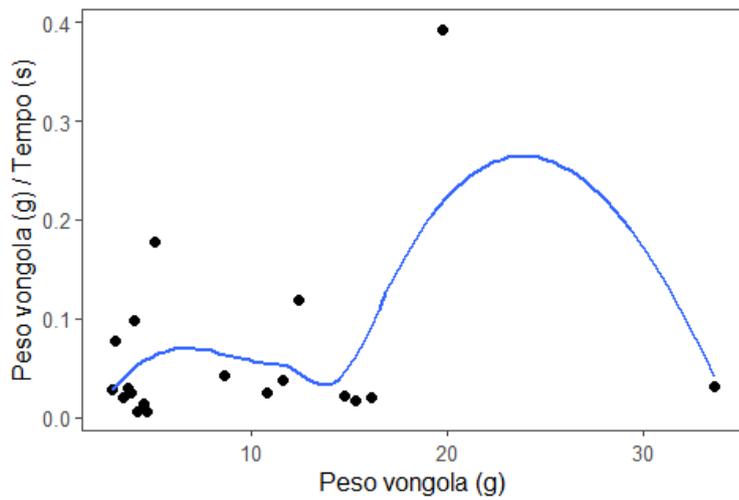


Figura 53. Regressione polinomiale tra il peso della vongola (in grammi) e il profit (peso vongola (g)/tempo(s)).

4. DISCUSSIONE

Il presente studio fornisce nuovi dati sulla distribuzione, abbondanza e tecniche di predazione di *C. sapidus* nelle aree costiere dell'alto Adriatico e nello specifico nella laguna di Venezia sud e aree limitrofe. Da giugno a novembre 2023 circa 700 esemplari sono stati catturati in 4 stazioni tra cui la laguna di Chioggia, la foce del Brenta e la stazione di Pellestrina. Le stazioni di campionamento sono state selezionate allo scopo di indagare habitat caratterizzati da condizioni abiotiche differenti quali salinità, torbidità ed ossigenazione. Le due stazioni collocate nella laguna di Chioggia si differenziano principalmente per il grado di confinamento. La stazione CHN, infatti, essendo collocata nei pressi della gronda lagunare è risultata caratterizzata da una minore variabilità ambientale rispetto alla stazione CHS. Quest'ultima, ricevendo sia afflussi d'acqua dolce dai fiumi che sfociano in laguna che afflussi di acqua salata dalla bocca di porto limitrofa, è risultato il sito con maggior variabilità ambientale. La stazione BR, situata alla foce del Brenta, presenta valori di torbidità e fluttuazioni di salinità tipici degli ambienti fluviali di foce. La stazione di Pellestrina (PELL) è risultata essere il sito di campionamento con condizioni ambientali più stabili, livelli di torbidità minori e salinità più elevata.

Il campionamento con nasse rileva un netto sbilanciamento della sex ratio in favore dei maschi, che con 358 esemplari arrivano a rappresentare più del 72% degli individui totali catturati. In tutte le stazioni, ad esclusione di quella di Pellestrina, il numero di catture è estremamente variabile nel tempo e non sembra seguire andamenti stagionali. Questo potrebbe indicare una grande mobilità della specie in accordo con quanto rilevato da Mancinelli et al., (2017) nelle coste ioniche. Tra le quattro stazioni analizzate, Chioggia Nord è risultata quella con il minor numero di femmine. Questo potrebbe essere spiegato dal grado di confinamento della stazione che ne limita i fenomeni migratori. Nella stazione di Chioggia Sud, nei primi mesi di campionamento (giugno e luglio), le femmine risultano dominanti per poi ridursi drasticamente in numero nei mesi successivi e diventare il sesso dominante nel mese di agosto nella stazione di Pellestrina. Il dato risulta coerente con quanto rivelato dalla letteratura scientifica, in quanto la specie va incontro a migrazione nel periodo di deposizione delle uova da acque oligoaline ad acque più saline nei mesi caldi (Epifano, 2019). Nella stazione di Pellestrina si rivela infatti un calo drastico delle femmine al termine della stagione calda e potenzialmente riproduttiva. Le abbondanze rilevate in questa stazione e in quella del Brenta risultano in linea con l'ecologia della specie che conclude il proprio ciclo di vita con la deposizione in mare e successiva migrazione in ambienti oligoalini (Epifano, 2019). Nel complesso, nel periodo di indagine i maschi risultano tendenzialmente più grandi e più abbondanti delle

femmine. A luglio la taglia media degli individui catturata era compresa tra i 7 e i 10 cm per poi crescere progressivamente fino ad ottobre dove si assesta tra i 10 e i 16 cm. Questo potrebbe suggerire un reclutamento di individui giovanili a partire da luglio che crescono nel corso della stagione. Tuttavia, è opportuno precisare che le nasse non rappresentano un valido strumento per quantificare l'abbondanza di granchi di piccole dimensioni in quanto potrebbero fuoriuscire dalle maglie e, essendo stati registrati casi di cannibalismo (Laughlin, 1982; Ruiz et al., 1993; Dittel et al., 1995; Hines e Ruiz, 1995), non è possibile escludere una segregazione spaziale tra individui di taglia differente che non può essere apprezzata con l'utilizzo di questo strumento di cattura.

Il confronto tra diverse tipologie di nasse del presente elaborato di tesi ha lo scopo di indagare quale strumento sia il più efficiente in termini di cattura della specie in oggetto di studio, sia a fini commerciali che di controllo della popolazione. Due nasse progettate e costruite in loco (Verde Rossetti e Verde Delta) sono state confrontate con lo strumento utilizzato nell'areale nativo di *C. sapidus* (nasse Blu Americane).

I test relativi all'efficienza di cattura delle nasse rivelano una differenza statisticamente significativa tra i tre strumenti utilizzati. La nassa del tipo "Verde Delta" è risultata sempre la più efficiente rispetto alle altre due, mentre la "Verde Rossetti" si è dimostrata essere la meno pescante. A differenza delle altre due tipologie di nassa, quelle del tipo "Verdi Delta" presentano quattro ingressi e un cono di invito rivolto verso il centro della trappola. Questo potrebbe favorire la cattura degli individui in quanto la superficie di ingresso è doppia rispetto a quelle del tipo "Verde Rossetti". Le nasse blu americane presentano ugualmente quattro ingressi ma senza cono di invito e questo potrebbe spiegare la minor efficienza di cattura.

Inoltre, la minor efficienza di cattura della nassa "Verde Rossetti" potrebbe essere spiegata dalle dimensioni minori delle due bocche di ingresso che arrivano ad essere fino a 10 cm più piccole rispetto alle "Blu Americane" impedendo quindi l'ingresso di individui di grandi dimensioni. Si rivela infatti una differenza statisticamente significativa tra la lunghezza del carapace senza spine (LCSS) e lo strumento di cattura con le nasse "Verde Rossetti" che catturano mediamente individui sotto i 10 cm.

Anche in questo caso, considerando i fenomeni di cannibalismo, non è possibile escludere una segregazione spaziale in base alla taglia che dunque spiegherebbe i ridotti tassi di cattura della nassa "Verde Rossetti" (Laughlin, 1982; Ruiz et al., 1993; Dittel et al., 1995; Hines e Ruiz, 1995).

Inoltre, le nasse del tipo "Verde Rossetti" si sono rivelate quelle più impattanti nel catturare specie accessorie arrivando a catturare 7 specie non target su 8 totali, specialmente la specie di interesse

commerciale *C. aestuarii* (granchio verde). Spesso, infatti, durante i campionamenti queste tipologie di nasse hanno catturato solo specie accessorie e nessun esemplare di *C. sapidus*. La trappola “Verde Rossetti”, quindi, oltre a risultare la meno efficiente in termini di cattura del granchio blu risulta anche essere la più impattata verso altre specie e pertanto non idonea all’utilizzo a fini commerciali o di controllo della popolazione del granchio blu nell’area investigata.

Il campionamento con gli attrezzi tradizionali di pesca, “tresse con bertovelli”, ha reso possibile confrontare le abbondanze di *C. sapidus* nel periodo 2020-2021 (Franzoi et al., 2021) con quelle dell’anno di indagine del presente studio (2023). Inoltre, confrontando i dati di cattura delle tresse con quelle delle tre tipologie di nasse, si può notare come le prime siano statisticamente più efficienti nel catturare esemplari di granchio blu mediamente di dimensioni minori (LCSS minore di 8.53 cm) probabilmente a causa delle dimensioni ridotte della maglia.

Franzoi et al. (2021) evidenzia come la specie fosse stata rinvenuta sporadicamente solo in poche aree confinate della laguna centrale (casse di colmata) e quindi non registrando impatti significativi sulla pesca locale. I dati del presente studio invece rivelano un aumento esponenziale della popolazione di *C. sapidus*, soprattutto nei mesi caldi. Nel periodo di indagine sono stati catturati fino a sette individui per coda al giorno impattando notevolmente sulla cattura di specie di interesse commerciale. La specie più colpita sembrerebbe essere il granchio verde che rappresenta la specie target della pesca lagunare (Provincia di Venezia, 2009), commercializzata sia nella sua fase post muta (moleca), sia nella fase ovigera (masaneta) ma anche nella fase pre muta a fine di pesca sportiva (spiantano).

Dalle analisi comportamentali effettuate per poter valutare il potenziale effetto dannoso di *C. sapidus* verso la commercializzazione delle vongole (*R. philippinarus*), si evidenzia come i maschi insistono maggiormente sul bivalve rispetto alle femmine. Entrambi i sessi insistono su vongole di taglia medio-piccola ma i maschi ne consumano una quantità maggiore a parità di tempo. Questo potrebbe essere spiegato dalle maggiori dimensioni della chela che varia non solo con la taglia dell’animale ma anche in relazione al sesso. È dimostrato che la chela negli individui maschi svolge un ruolo fondamentale nella competizione sessuale (Kendall et al., 1999). Le femmine, infatti, basano la scelta del maschio non sulla capacità di fecondare le uova ma sulla possibilità di essere maggiormente protette anche a scapito di una minor fecondazione (Kendall et al., 1999). Il ruolo della chela come tratto sessuale è stato dimostrato anche in altri granchi, ad esempio del genere *Uca* (Dennenmoser et al., 2012; Callander et al., 2013). Questo potrebbe spiegare lo sviluppo

allometrico delle chele dei maschi e di conseguenza la loro abilità nell'aprire o schiacciare più velocemente i bivalvi. Quanto descritto porta il maschio di *C. sapidus* a sviluppare chele più grosse, robuste e potenti che gli permettono di avere un impatto maggiore sulla specie di interesse commerciale *R. philippinarum*. Inoltre, dai dati sulle abbondanze raccolti nel presente studio è confermato che i maschi sono più stanziali in ambienti oligoalini e nei pressi di estuari, zone di intensa attività di allevamento di bivalvi e quindi fortemente impattata. Un'ulteriore conferma a questo dato viene dalle analisi di manipolazione dove si evidenzia che i maschi utilizzano maggiormente la tecnica di apertura "per schiacciamento" sintomo di una chela più forte. Nel complesso anche queste analisi evidenziano che entrambi i sessi preferiscono consumare vongole di taglia "medio-piccola" con un minor tempo di apertura rispetto alle grandi. Questo può essere spiegato grazie alle diverse tecniche di apertura utilizzate, il metodo più rapido si è dimostrato essere quello per schiacciamento, applicabile tuttavia solo su vongole di classe piccola (sporadicamente su individui di taglia media). Si è visto infatti come il tempo di manipolazione aumenta all'aumentare della taglia della vongola, confermando che i bivalvi di dimensioni minori, sono preferiti rispetto a quelli più grandi che richiedono molto più tempo e maggiori sforzo di manipolazione (Hughes e Seed, 1981; Seed e Hughes, 1997). Questo dato è in accordo con quanto rilevato da Ebersole et al. (1995) e Micheli (1995), confermando che ridurre al minimo il tempo di foraggiamento presenta un vantaggio adattativo che riduce il rischio di esposizione ai predatori (Hines, 2007). Considerando che la taglia di semina della vongola filippina nei pressi della laguna di Venezia è di circa 8-16 mm (Solidoro et al., 2003), gli impatti di *C. sapidus* sull'attività di allevamento potrebbero rivelarsi importanti.

Anche l'analisi del tasso di profit evidenzia una preferenza di *C. sapidus* per prede che gli conferiscono una maggiore energia con un basso tempo di manipolazione. Questo dato, tuttavia, potrebbe non essere attendibile in quanto i granchi utilizzati nell'esperimento sono stati stabulati e alimentati per un periodo di circa tre mesi e potrebbero quindi aver sviluppato delle preferenze alimentari inficiando i risultati del presente studio. Fenomeni di apprendimento e condizionamento che hanno portato ad una diversa selezione della preda sono stati rivelati anche in Micheli (1995), dove *C. sapidus* si mostrava significativamente condizionato nella scelta della preda dopo il periodo di stabulazione. Altri studi dimostrano che le abitudini di foraggiamento del granchio blu possono essere condizionate sia dall'esperienza che dall'ambiente che occupa (Seed e Hughes, 1997). La specie, infatti, sembrerebbe modificare il suo modo di alimentarsi in base alle esperienze vissute (Cunningham, 1983) scegliendo prede con difficoltà di manipolazione differente in base alle

caratteristiche ambientali (Abby-Kalio, 1989; Hughes e Seed, 1995, Micheli, 1997). È chiaro quindi che il condizionamento influenza significativamente il granchio blu. Infatti, questi crostacei hanno mostrato una predilezione per le vongole più grandi quando sono stati condizionati con prede di taglia maggiore prima delle prove di alimentazione. Al contrario, hanno preferito vongole più piccole se condizionati con prede di taglie minori (Micheli, 1995). Lo stato fisiologico dei granchi blu, insieme alle condizioni ambientali e alla loro esperienza, può alterare la selezione delle prede. La fame, in particolare, può portare a un'ampia diversificazione della loro dieta (Micheli, 1995). Pertanto, negli esperimenti che coinvolgono *C. sapidus*, è cruciale considerare le risposte al condizionamento. La somministrazione di un certo tipo di preda, o la variazione della densità e delle condizioni delle prede prima dell'inizio della prova, può influenzare significativamente i risultati dell'esperimento (Terwin, 1999). Un altro aspetto da considerare è che il tempo stabilito per l'esperimento (30 minuti) non fosse sufficiente per permettere al granchio di manipolare ed aprire le prede di grandi dimensioni. Inoltre, nel presente studio non sono stati indagati i fenomeni di competizione alimentare intraspecifica che potrebbero portare a interazioni agonistiche e quindi modificare le preferenze alimentari della specie. Hines (2007) riporta infatti che la densità della specie e la distribuzione delle prede influenzano il metodo di foraggiamento ed il successo dei granchi. I tassi di consumo infatti variano al variare della struttura di popolazione di *C. sapidus* e alla disponibilità di prede, raddoppiandosi quando viene dimezzata la competizione intraspecifica (Hines, 2007).

5. CONCLUSIONI

Questo studio fornisce i primi dati scientifici sulla distribuzione e l'ecologia delle popolazioni del granchio blu nelle aree costiere dell'Alto Adriatico e conferma il grande potenziale invasivo di *C. sapidus* grazie alle sue caratteristiche biologiche ed ecologiche, ampiamente documentate nel suo areale di origine (Millikin e Williams, 1984; Kennedy e Cronin, 2007). Sebbene la specie fosse già presente nel territorio da molti anni, dai dati raccolti si può stabilire che il 2023 rappresenta l'anno di "inizio invasione" di *C. sapidus* nella laguna di Chioggia e nelle aree marine e di acque interne ad essa adiacenti, con possibili future ripercussioni sugli ecosistemi e sulle attività tradizionali di pesca. La tendenza di espansione del granchio blu potrebbe avere profondi impatti su specie di interesse commerciale molto importanti nel sistema di pesca tradizionale veneziano. La prima fonte di preoccupazione risiede nel granchio verde, le quali abbondanze si riducono drasticamente all'aumentare degli individui di granchio blu e la specie risulta addirittura scomparsa in alcuni ambienti di transizione di Spagna e Grecia (Kampouris et al., 2019; Clavero et al., 2022). Sebbene i pescatori locali si siano prontamente mobilitati per affrontare la presenza del granchio blu, cercando di sviluppare una filiera dedicata alla cattura di questa specie, risulta necessario potenziare e coordinare i loro sforzi per controllare efficacemente le popolazioni di granchio blu e mitigarne gli impatti sugli ecosistemi acquatici e sulle risorse biologiche.

Tuttavia, è opportuno precisare che, ad oggi, non esistono casi documentati di eradicazione andata a buon fine in ambienti acquatici marini o di transizione e pertanto non è possibile pensare ad una completa eradicazione di *C. sapidus* (Garrido e De Basquiat, 2023). Date le abbondanze rinvenute in questo studio, applicare procedure mirate al controllo e riduzione del numero di individui risulta molto più realistico. Una possibile soluzione potrebbe essere quella di concentrare gli sforzi di pesca nei periodi "sensibili" ovvero quelli riproduttivi, al fine di contrastare la deposizione delle uova (Cilenti et al., 2016). Anche intensificare gli sforzi di pesca nel periodo migratorio dagli ambienti dulcicoli alle zone di deposizione potrebbe impedire alle femmine di raggiungere le aree di nursery e al contempo bloccare l'ingresso degli individui giovanili nelle aree predisposte all'allevamento dei bivalvi. Infine, un'elevata e costante pressione di pesca si è rivelata essere efficace nel ridurre le abbondanze di *C. sapidus* nel suo areale d'origine (Perdikaris et al., 2016).

Parallelamente a quanto sopra descritto, considerare il granchio blu come una risorsa può facilitarne il processo di contenimento. Le iniziative di sfruttamento commerciale infatti risultano ancora limitate (Marković et al., 2021) sebbene numerosi studi abbiano già evidenziato l'alto valore

nutritivo di *C. sapidus* (Zotti et al., 2016; Khamassi et al., 2022; Tufan, 2023), e paesi come la Spagna abbiano elencato questo granchio nella lista delle specie soggetta a pesca a fini commerciali (BOE-A-2016-3357; Box et al., 2020). Esempi di contenimento efficaci di specie affini con sovrasfruttamento di pesca si possono osservare in Tunisia, dove è stato sviluppato un piano nazionale per promuovere la pesca e la commercializzazione del granchio invasivo *Portunus segnis* (Khamassi et al., 2022). Oltre al consumo umano, il granchio blu può essere commercializzato anche per la produzione di astaxantina, un carotenoide comunemente venduto per la produzione di mangimi e responsabile della colorazione arancio-rosata di diverse specie di interesse economico (ad esempio gamberi e salmone). L'astaxantina può essere estratta dal carapace di *C. sapidus* ed è già stata approvata come colorante alimentare naturale da parte della Food and Drug Administration (USFDA) degli Stati Uniti e come possibile integratore nei mangimi per animali e pesci dalla Commissione Europea (Ambati et al., 2014). Sfruttando il granchio blu, la produzione di mangimi a base di farina di granchio potrebbe coprire una fetta di mercato interessante soprattutto considerando i costi di produzione ridotti (Kampouris et al., 2019). L'elevato contenuto di chitina nel carapace rende il granchio blu un'ottima risorsa anche in altri settori. Dalla molecola di chitina, infatti, è possibile produrre il chitosano, un polimero naturale biodegradabile e non tossico fortemente utilizzato per imballaggi alimentari, in cosmetica, nella biomedica e nel restauro (Bölgen et al., 2016; Baron et al., 2017; Moscatelli, 2023).

In conclusione, il presente elaborato di tesi fornisce nuovi dati sulla struttura di popolazione, abbondanza, distribuzione e preferenze alimentari di *C. sapidus* in ambienti di transizione dell'alto Adriatico, sottolineandone il suo potenziale invasivo. Una continua campagna di monitoraggio abbinata allo sfruttamento della specie come sopra descritto, risultano fondamentali al fine di contenere la diffusione della specie e mitigare gli impatti sull'ecosistema e sulla pesca tradizionale locale, beneficiando non solo il settore della pesca ma soprattutto preservando i servizi ecosistemici forniti dai sistemi di transizione acquatica.

6. REFERENZE

- Abby-Kalio, N.J. 1989. Learning and the role of cue reinforcement in the shell cracking behavior of the shore crab: *Carcinus maenas* (L.). *Behavioural Processes* 18:141-153
- Abdel Razek, F., M. Ismaiel and M. Ameran. 2016. Occurrence of the blue crab *Callinectes sapidus*, Rathbun, 1896, and its fisheries biology in Bardawil Lagoon, Sinai Peninsula, Egypt. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 41:420.
- Baron, R. D., Pérez, L. L., Salcedo, J. M., Córdoba, L. P., do Amaral Sobral, P. J. 2017. Production and characterization of films based on blends of chitosan from blue crab (*Callinectes sapidus*) waste and pectin from Orange (*Citrus sinensis* Osbeck) peel. *International journal of biological macromolecules*, 98, 676-683.
- Begiraj, S. and L. Kashta. 2010. The establishment of Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the Lagoon of Patok, Albania (south-east Adriatic Sea). *Aquatic Invasions* 5(2): 219–221. doi: 10.3391/ai.2010.5.2.16
- Bilecenoglu, M., Alfaya, J.E.F., Azzurro, E., Baldaconi, R., Boyaci, Y.Ö., 2013. New Mediterranean marine biodiversity records (December, 2013). *Mediterranean Marine Science*, 14 (2), 463-480
- Blundon, J.A. and V.S. Kennedy. 1982. Mechanical and behavioral aspects of blue crab, *Callinectes sapidus* (Rathbun), predation on Chesapeake Bay bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 65:47-65.
- Bölgen, N., Demir, D., Öfkeli, F., Ceylan, S. 2016. Extraction and characterization of chitin and chitosan from blue crab and synthesis of chitosan cryogel scaffolds. *Journal of the Turkish Chemical Society Section A: Chemistry*, 3(3), 131-144.
- Boulding, E.G. and M. LaBarbera. 1986. Fatigue damage: Repeated loading enables crabs to open larger bivalves. *Biological Bulletin* 171:538-547
- Bosc, E., Bricaud, A., and Antoine, D. 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1). <https://doi.org/10.1029/2003gb002034>
- Boudouresque, C. 2004. Boudouresque (2004) _Biodiversity_Mediterranean_SRPNP.pdf. In *Scientific Reports* (Vol. 20, pp. 97–146).
- Box A., Colomar V., Sureda A., Tejada S., Nunez-Reyes V., Cohen-Sanchez A., Avila T., Forteza V., Castello M., Valverde N., Pinya S. 2020. Next step of the colonization of the Balearic Islands (Spain) by invasive Atlantic blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae). *Biol Invasions Rec* 9(2):259–265
- Callander, S., Kahn, A. T., Maricic, T., Jennions, M. D., and Backwell, P. R. Y. 2013. Weapons or mating signals? Claw shape and mate choice in a fiddler crab. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 67(7), 1163–1167. <https://doi.org/10.1007/s00265-013-1541-6>
- Carlton, J. T., and Geller, J. B. 1993. Ecological Roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, 261(5117), 78–82. <https://doi.org/10.1126/science.261.5117.78>

- Carr, S. D., Tankersley, R. A., Hench, J. L., Forward, R. B., and Luettich, R. A. 2004. Movement patterns and trajectories of ovigerous blue crabs *Callinectes sapidus* during the spawning migration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(4), 567–579. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.02.012>
- Carrozzo, L., Potenza, L., Carlino, P., Costantini, M. L., Rossi, L., and Mancinelli, G. 2014. Seasonal abundance and trophic position of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun 1896 in a Mediterranean coastal habitat. *Rendiconti Lincei*, 25(2), 201–208. <https://doi.org/10.1007/s12210-014-0297-x>
- Castriota, L., F. Andaloro, R. Costantini and A. De Ascentiis. 2012. First record of the Atlantic crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Brachyura: Portunidae) in Abruzzi waters, central Adriatic Sea. *Acta Adriatica* 53(3): 467–470.
- Cavaliere A., Berdar A. 1975. Presenza di *Callinectes sapidus* Rathbun (Decapoda Brachyura) nello Stretto di Messina. *Boll Pesca Piscic Idrobiol* 30:315–322
- Cerri, J., Chiesa, S., Bolognini, L., Mancinelli, G., Grati, F., Dragičević, B., Dulčić, J., and Azzurro, E. (2020). Using online questionnaires to assess marine bio-invasions: A demonstration with recreational fishers and the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) along three Mediterranean countries. *Marine Pollution Bulletin*, 156(April), 111209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111209>
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Ávila, S. P., Canning-Clode, J., Castro, J. J., Costa, A. C., Costa, J. L., Cruz, T., Gollasch, S., Graziotin-Soares, C., Melo, R., Micael, J., Parente, M. I., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., ... Costa, M. J. (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 199–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.06.019>
- Chapman, J.W., T.W. Miller, and E.V. Coan. 2003. Live seafood species as recipes for invasion. *Conservation Biology* 17: 1386–1395.
- Cilenti, L., G. Paziienza, T. Scirocco, A. Fabbrocini and R. D’Adamo. 2015. First record of ovigerous *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in the Gargano Lagoons (south-west Adriatic Sea). *BiolInvasions Records* 4(4): 281–287. doi: 10.3391/bir.2015.4.4.09
- Clark, J. R. 1997. Coastal zone management for the new century. *Ocean and Coastal Management*, 37(2), 191–216. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(97\)00052-5](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(97)00052-5)
- Clavero, M., Franch, N., Bernardo-Madrid, R., López, V., Abelló, P., Queral, J. M., and Mancinelli, G. 2022. Severe, rapid and widespread impacts of an Atlantic blue crab invasion. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113479.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froglija, C., Galil, B. S., Gasol, J. M., Gertwage, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., ... Voultziadou, E. 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, 5(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>

- Collier J.L., Fitzgerald S.P., Hice L.A., Frisk M.G., McElroy A.E. 2014. A New PCR-Based Method Shows That Blue Crabs (*Callinectes sapidus* (Rathbun)) Consume Winter Flounder (*Pseudopleuronectes americanus* (Walbaum)). *PLoS ONE* 9(1): e85101. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085101>
- Culurgioni J., Diciotti R., Satta C.T., Camedda A., de Lucia G.A., Pulina S., Lugliè A., Brundu R., Fois N. 2018. First data on the appearance of *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in Sardinia (western Mediterranean). *Atti del XXVIII Congresso Società Italiana di Ecologia - Cagliari 12-14 settembre 2018*, p 112, <https://www.ecologia.it/images/pdf/2018/AttiXXVIII.pdf>
- Culurgioni J., 2020. Distribution of the alien species *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in Sardinian waters (western Mediterranean). *BioInvasions Records*. 9(1):65-73 DOI: 10.3391/bir.2020.9.1.09
- Cunningham, P.N. 1983. Predatory activities of shore crab populations. Ph.D. Dissertation, University of Wales, Bangor. 319 p.
- Danovaro, R., Dinet, A., Duineveld, G., and Tselepides, A. 1999. Benthic response to particulate fluxes in different trophic environments: A comparison between the Gulf of Lions-Catalan Sea (western-Mediterranean) and the Cretan Sea (eastern-Mediterranean). *Progress in Oceanography*, 44(1-3), 287-312. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(99\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(99)00030-0)
- Dennenmoser, S., and Christy, J. H. 2013. The design of a beautiful weapon: Compensation for opposing sexual selection on a trait with two functions. *Evolution*, 67(4), 1181-1188. <https://doi.org/10.1111/evo.12018>
- Dittel, A.I., A.H. Hines, G.M. Ruiz and K.K. Ruffin. 1995. Effects of shallow water refuge on behavior and density-dependent mortality of juvenile blue crabs in Chesapeake Bay. *Bulletin of Marine Science* 57:902-916
- Doi, W, Watanabe, S, Carlton, JT, 2011. Alien marine crustaceans of Japan: A preliminary assessment. In: *In the wrong place - alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts* (Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology; vol. 6), [ed. by Galil, BS, Clark, PF, Carlton, JT]. Dordrecht, Netherlands: Springer. 415-449. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-0591-3_15
- Dudley, D.L. and Judy, M.H. 1973. Seasonal abundance and distribution of juvenile Blue crabs in Core Sound, NC 1965-1968. *Chesapeake Science*, 14(1): 51-55
- Dulčić, J., Tutman, P., Matić-Skoko, S., and Glamuzina, B. (2011). Six years from first record to population establishment: The case of the blue crab, *Callinectes sapidus* rathbun, 1896 (*Brachyura*, *Portunidae*) in the Neretva river delta (South-Eastern Adriatic Sea, Croatia). *Crustaceana*, 84(10), 1211-1220. <https://doi.org/10.1163/156854011X587478>
- Ebersole, E. L., and Kennedy, V. S. 1995. Prey preferences of blue crabs *Callinectes sapidus* feeding on three bivalve species. *Marine Ecology Progress Series*, 118(1-3), 167-178. <https://doi.org/10.3354/meps118167>

- Eggleston, D.B. 1990a. Behavioral mechanisms underlying variable functional responses of blue crabs, *Callinectes sapidus*, feeding on juvenile oysters, *Crassostrea virginica*. *Journal of Animal Ecology* 59:615-630.
- Eldredge, L. C., 1995. First record of the Blue Crab (*Callinectes sapidus*) in Hawaii (Decapoda: Brachyura). Honolulu: Bishop Museum. Bishop Museum Occasional Papers No. 41 part. 2.
- Elnor, R.W. 1978. The mechanisms of predation by the shore crab, *Carcinus maenas* (L.), on the edible mussel *Mytilus edulis* L. *Oecologia* 36:333-344.
- Epifanio, C. E. 2019. Early life history of the blue crab *Callinectes sapidus*: a review. *Journal of Shellfish Research*, 38(1), 1-22.
- Estrada, M. 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60(SUPPL. 2), 55–64.
- Fazhan, H., Waiho, K., Fujaya, Y., Rukminasari, N., Ma, H., Ikhwanuddin, M. 2021. Sexual dimorphism in mud crabs: a tale of three sympatric *Scylla* species. *PeerJ*, 9, e10936.
- Falsone F., Scannella D., Geraci M.L., Vitale S., Sardo G., Fiorentino F. 2020. Further records of *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in the Strait of Sicily. *Marine Biodiversity Records* 13: 1–6, <https://doi.org/10.1186/s41200-020-00190-5>
- Florio M., Breber P., Scirocco T., Specchiulli A., Cilenti L., Lumare L. 2008. Exotic species in Lesina and Varano lakes: Gargano National Park (Italy). *Transit Waters Bull* 2:69–79
- Franceschini G., Andaloro F., Diviacco G. 1993. La macrofauna dei fondi strascicabili della Sicilia Orientale. *Natu Sicil* 17:311–324
- Franzoi, P., Scapin, L., Facca, C., Riccato, F., Fiorin, R., Cipolato, G. 2021. La pesca artigianale in laguna di Venezia. Guida di buone pratiche e tutela della biodiversità. Venezia, DAIS (PO FEAMP 2014- 2020), pp. 1-200.
- Fuentes, M.A., Torrent, L., Barrera, S., Boix, D., 2019. Rapid invasion of the American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the north-east of the Iberian Peninsula. *BioInvasions Records* 8 (1), 113–118.
- Galil, B., C. Froglià and P. Noël. 2002. CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean; pp. 192, in: F. Briand (ed.). *Crustaceans: decapods and stomatopods*. Monaco: CIESM Publishers.
- Galil, B. S., 2011. Alien crustaceans in the Mediterranean Sea: An Historical Review. In: B. S. Galil, P. F. Clark, and J. T. Carlton, (eds.), *In the Wrong Place—Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*, Springer, Dordrecht, pp. 377–401.
- Garrido, M., De Basquiat, M. 2023. Avancement des actions menées par le groupe de travail *Callinectes sapidus* en région corse. Pôle-relais Lagunes méditerranéennes [pubblicato il 23 maggio 2023]. <https://pole-lagunes.org/avancement-des-actions-menees-par-le-groupe-detavail-callinectes-sapidus-en-region-corse/>
- Gennaio R., Scordella G., Pastore. 2006. Occurrence of blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896 Crustacea, Brachyura), in the Ugento ponds area (Lecce, Italy). *Thalassia Salentina* 29:29–39

- Giordani Soika, A. 1951. Il *Neptunus pelagicus* (L.) nell'Alto Adriatico (*Neptunus pelagicus* in the northern Adriatic). *Natura*, 42: 18-20.
- Glamuzina, L., Pešić, A., Marković, O., Tomanić, J., Pećarević, M., Dobrosravić, T., Šćepanović, M. B., Conides, A., and Grđan, S. 2023. Population structure of the invasive Atlantic blue crab, *Callinectes sapidus* on the Eastern Adriatic coast (Croatia, Montenegro). *Nase More*, 70(3 Special Issue), 153–159. <https://doi.org/10.17818/NM/2023/SI3>
- Hasdiana, U. (2018). Title. In *Analytical Biochemistry* (Vol. 11, Issue 1). <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-59379-1%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-420070-8.00002-7%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.ab.2015.03.024%0Ahttps://doi.org/10.1080/07352689.2018.1441103%0Ahttp://www.chile.bmw-motorrad.cl/sync/showroom/lam/es/>
- Hines, A.H., A.M. Haddon and L.A. Wiechert. 1990. Guild structure and foraging impact of blue crabs and epibenthic fish in a subestuary of Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 67:105-126
- Hines, A.H. and G.M. Ruiz. 1995. Temporal variation in juvenile blue crab mortality: Nearshore shallows and cannibalism in Chesapeake Bay. *Bulletin of Marine Science* 57:884-901.
- Hines, A. H. 2007. Ecology of juvenile and adult blue crabs. *The Blue Crab: Callinectes Sapidus*, 565–654.
- Hila, E., 2021. Blue Crab Invaders Catch Albania's Fishermen in Their Claws. *BalkanInsight*, [pubblicato il 20 maggio 2021]. <https://balkaninsight.com/2021/05/20/as-blue-crab-invades-albania-lagoons-fishermen-complain>
- Hill Jennifer, Dean L. Fowler, and Michael J. Van Den Avyle , 1989. Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (Mid-Atlantic) --Blue Crab. *Biological Report* 82(11.100) Hughes, R.N. and R. Seed. 1995. Behavioural mechanisms of prey selection in crabs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 193:225-238.
- Hughes, R.N. and R. Seed. 1981. Size selection of mussels by the blue crab *Callinectes sapidus*: Energy maximizer or time minimizer? *Marine Ecology Progress Series* 6:83-89.
- Hughes, R.N. and R. Seed. 1995. Behavioural mechanisms of prey selection in crabs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 193:225-238.
- Ingle, R., 1997. True crabs (Brachyura). In: *Cray- fishes, Lobsters and Crabs of Europe*. An Illustrated Guide to Common and Traded Species, Chapman and Hall, London, pp. 115–176
- Kampouris, T. E., Porter, J. S., and Sanderson, W. G. 2019. *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura: Portunidae): An assessment on its diet and foraging behaviour, Thermaikos Gulf, NW Aegean Sea, Greece: Evidence for ecological and economic impacts. *Crustacean Research*, 48(0), 23–37. https://doi.org/10.18353/crustacea.48.0_23
- Katsanevakis, S., Coll, M., Piroddi, C., Steen-beek, J., Ben Rais Lasram, F., Zenetos, A., and Cardoso, A. C., 2014. Invading the Medi- terranean Sea: Biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science*, 1: 11.

- Kendall, M. S., and Wolcott, T. G. 1999. The influence of male mating history on male-male competition and female choice in mating associations in the blue crab, *Callinectes sapidus* (Rathbun). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 239(1), 23–32. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00022-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00022-2)
- Kennedy, V. S., Cronin, L. E., (Eds) 2007. The blue crab *Callinectes sapidus*. Maryland Sea Grant College Publication UM-SG-TS-2007-01, pp. 774.
- Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29(1), 78–107. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000061>
- Kevrekidis, K. (2018). *Fishery Characteristics and Landings of the Blue Crab Callinectes Sapidus in Thermaikos Gulf, Northern Aegean Sea*. 395–397. <https://doi.org/10.21411/CBM.A.73A01BF6>
- Kevrekidis K. and Antoniadou C. 2018. Abundance and population structure of the blue crab *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) in Thermaikos Gulf (Methoni Bay), northern Aegean Sea. *Crustaceana*, 91: 641-657. Doi: 10.1163/15685403-00003795
- Kevrekidis, K. (2019). Relative growth of the blue crab *Callinectes sapidus* in Thermaikos Gulf (Methoni Bay), northern Aegean Sea. *Cahiers de Biologie Marin*. 60(4):403-405
- Kevrekidis, K.; Kevrekidis, T.; Mogias, A.; Boubonari, T.; Kantaridou, F.; Kaisari, N.; Malea, P.; Dounas, C.; Thessalou-Legaki, M. Fisheries biology and basic life-cycle characteristics of the invasive blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun in the estuarine area of the Evros River (Northeast Aegean Sea, Eastern Mediterranean). *J. Mar. Sci. Eng.* 2023, 11, 462.
- Khamassi, F., Bahri, W. R., Bhourri, A. M., Chaffai, A., Ghanem, R., Souissi, J. B. 2022. Biochemical composition, nutritional value and socio-economic impacts of the invasive crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in central Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 23(3), 650- 663.
- Labrune, C., E. Amilhat, J.M. Amouroux, C. Jabouin, A. Gigou and P. Noel. 2019. The arrival of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachy- ra: Portunidae), in the Gulf of Lions (Medi- terranean Sea). *Biolnv. Rec.*, 8: 876-881.
- Laughlin, R. A., 1982. Feeding habits of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, in the Apalachicola estuary, Florida. *Bulletin of Marine Science*, 32(4): 807–822
- Laxmi Prasad; B.B. Nayak, P.P.Srivastava, A.K. Reddy, M. P. S. K. 2013. Chromosomal Studies of Two Different Populations (Turkey) of *Luciobarbus escherichii* (Steindachner , 1897). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 13, 447–452. <https://doi.org/10.4194/1303-2712-v13>
- Mancinelli, G., L. Carrozzo, M.L. Costantini, L. Rossi, G. Marini and M. Pinna. 2013. Occurrence of the Atlantic Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in two Mediterranean coastal habitats: temporary visitor or permanent resident? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135: 46–56.
- Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapiris, K., Katselis, G., and Ribeiro, F. 2017. The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution,

impact and prospective invasion management strategies. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.050>

Manfrin, C., Turolla, E., Chung, J. S., and Giulianini, P. G. 2015. Check List. Journal of the Chinese Medical Association, 78(8), e8–e9. [https://doi.org/10.1016/s1726-4901\(15\)00186-0](https://doi.org/10.1016/s1726-4901(15)00186-0)

Manfrin C., Comisso G., dall’Asta A., Bettoso N., Sook Chung J., 2016. The return of the Blue Crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, after 70 years from its first appearance in the Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea, Italy (Decapoda: Portunidae). Check List 12(6): 2006.

Mansour, R.A. 1992. Foraging ecology of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, in lower Chesapeake Bay. Ph. D. dissertation, College of William and Mary. Williamsburg, Virginia. 190 p

Marchini, A., Ferrario, J., Sfriso, A., and Occhipinti-Ambrogi, A. 2015. Current status and trends of biological invasions in the Lagoon of Venice, a hotspot of marine NIS introductions in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 17(10), 2943–2962. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0922-3>

Micheli, F. 1995. Behavioural plasticity in prey-size selectivity of the blue crab *Callinectes sapidus* feeding on bivalve prey. *Journal of Animal Ecology* 64(1): 63–74.

Micheli, F. 1997a. Effects of experience on crab foraging in a mobile and a sedentary species. *Animal Behaviour* 53:1149-1159.

Millikin, M. R., Williams, A. B. 1984. Synopsis of Biological Data on the Blue Crab, *Callinectes sapidus* Rathbun. NOAA Technical Report NMFS 1, FAO Fisheries Synopsis No. 138, pp 39.

Marković, O., Pešić, A., Petović, S., Ikica, Z., Đurović, M. 2021. Occurrence and Distribution of Crustacean Decapoda Species in Montenegrin Territorial Waters with Special Attention to the Most Significant Species. In: Joksimović, A., Đurović, M., Zonn, I.S., Kostianoy, A.G., Semenov, A.V. (eds) *The Montenegrin Adriatic Coast. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 109. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/698_2021_753

Miller, T. W., Chapman, J. W., and Coan, E. V. 2001. Live seafood: A recipe for biological and regulatory concern? *Marketing and Shipping Live Aquatic Products*, October, 249–256. <http://nsgd.gso.uri.edu/aku/akuw99003.pdf>.

Milori, E., Qorri, L., Ibrahim, E., Beqiraj, S., 2017. Data on the distribution, population structure and establishment of the invasive blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in the Lagoon of Vili-ni (South-East Adriatic Sea, Albania). *Albanian Journal of Agricultural Sciences*, 485-492.

Mizzan L. Presence of swimming crabs of the genus *Callinectes* (Stimpson) (Decapoda, Portunidae) in the Venice Lagoon (North Adriatic Sea - Italy): First record of *Callinectes danae* Smith in European waters. *Boll. Mus. Civ. Stor. Nat. Venezia* 1993; 42, 31-43.

Molinaroli, E., Guerzoni, S., Sarretta, A., Masiol, M., and 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(1–4), 115–125. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2008.12.001>

- Moscatelli, S. 2023. Intelligent Materials from Blue Crab Shells: a Ca' Foscari Patent. Cafoscarinews, Ca' Foscari University of Venice [pubblicato il 3 novembre 2023]. https://www.unive.it/pag/16584/?tx_news_pi1%5Bnews%5D=15132&cHash=9dbc8f044bacd18d918fb5d7df19f99a
- Naylor, R. L., Williams, S. L., and Strong, D. R. 2001. Aquaculture - A gateway for exotic species. *Science*, 294(5547), 1655–1656. <https://doi.org/10.1126/science.1064875>
- Nehring, S. 2011. Invasion History and Success of the American Blue Crab *Callinectes sapidus* in European and Adjacent Waters. In *the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*, 607–624. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0591-3_21
- Nehring, S. 2011. In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts. In *the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*, 607–624. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-0591-3>
- Nye, L.A. 1989. Variation in feeding behavior of blue crabs (*Callinectes sapidus* Rathbun) measured by ultrasonic biotelemetry. M.Sc. thesis, North Carolina State University. Raleigh. 82 p.
- Nunes, A. L., Katsanevakis, S., Zenetos, A., and Cardoso, A. C. 2014. Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic Invasions*, 9(2), 133–144. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.2.02>
- Onofri, V., Dulcic, J., Conides, A., Matic-Skoko, S. and Glamuzina, B. 2008. The occurrence of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in the eastern Adriatic (Croatian coast). *Crustaceana* 81(4): 403-409, doi:10.1163/156854008783797561.
- Padilla, D. K., and Williams, S. L. 2004. Beyond ballast water: Aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3), 131–138. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0131:BBWAAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0131:BBWAAO]2.0.CO;2)
- Pancucci-Papadopoulou, M.A., Zenetos, A., Corsini-Foka, M., Politou, C.Y., 2005. Update of marine aliens in Hellenic waters. *Mediterr. Mar. Sci.* 6, 147e158.
- Pellizzato, M., Giorgiutti, E. 1997. Attrezzi e sistemi di pesca nella Provincia di Venezia. Amministrazione Provinciale di Venezia, A.S.A.P., 190 pp.
- Pilsbry, H.A., 1916. The sessile barnacles contained in the collections of the U.S. National Museum: including a monograph of the American species. *Bulletin of the US. Natl. Mus.* 93, 1e366.
- Perdikaris, C., Konstantinidis, E., Gouva, E., Ergolavou, A., Klaoudatos, D., Nathanailides, C., and Paschos, I. 2016. Occurrence of the invasive crab species *Callinectes sapidus* rathbun, 1896, in NW Greece. *Walailak Journal of Science and Technology*, 13(7), 503–510.
- Pipitone, C., Zenone, A., Badalamenti, F., and D'anna, G. 2020. First record of the blue crab *callinectes sapidus* (Crustacea, decapoda, portunidae), a non-indigenous species in the central/ southern tyrrhenian sea. *Acta Adriatica*, 61(1), 101–105. <https://doi.org/10.32582/aa.61.1.8>

- Por FD (2010) Climate optimum rejuvenates the Mediterranean marine world. *Integrative Zoology* 5, 112–121.
- Pranovi, F., Caccin, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Zucchetta, M., Torricelli, P. (2013). Vulnerability of artisanal fisheries to climate change in the Venice Lagoon. *Journal of fish biology*, 83(4), 847-864.
- Provincia di Venezia. 2009. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune di Venezia e Caorle. Arti Grafiche Zotelli, Dosson di Casier, TV.
- Provincia di Venezia. 2015. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune di Venezia e Caorle. 280p. Available at: <http://pesca.provincia.venezia.it/ecm/faces/public/pesca/pprof>.
- Reise, K., Olenin, S., and Thielges, D. W. 2006. Are aliens threatening European aquatic coastal ecosystems? *Helgoland Marine Research*, 60(2), 77–83. <https://doi.org/10.1007/s10152-006-0024-9>
- Ruiz, G.M., A.H. Hines and M.H. Posey. 1993. Shallow water as a refuge habitat for fish and crustaceans in non-vegetated estuaries: An example from Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 99:1-16.
- Ruiz, G. M., Fofonoff, P. W., Carlton, J. T., Wonham, M. J., and Hines, A. H. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(November), 481–531. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.481>
- Scalici, M., Chiesa, S., Mancinelli, G., Rontani, P. M., Voccia, A., and Marzano, F. N. 2022. Euryhaline Aliens Invading Italian Inland Waters: The Case of the Atlantic Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896. *Applied Sciences (Switzerland)*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/app12094666>
- Scapin, L., Cavarro, F., Malavasi, S., Riccato, F., Zucchetta, M., and Franzoi, P. 2018. Linking pipefishes and seahorses to seagrass meadows in the Venice lagoon: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(2), 282–295. <https://doi.org/10.1002/aqc.2860>
- Seed, R. and R. N. Hughes. 1997. Chelal characteristics and foraging behaviour of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44:221-229.
- Seitz, R.D., R.N. Lipcius, A.H. Hines and D.B. Eggleston. 2001. Density-dependent predation, habitat variation, and the persistence of marine bivalve prey. *Ecology* 82: 2435-2451.
- Sfriso, A., Buosi, A., Wolf, M. A., and Sfriso, A. A. 2020. Invasion of alien macroalgae in the Venice lagoon, a pest or a resource? *Aquatic Invasions*, 15(2), 245–270. <https://doi.org/10.3391/AI.2020.15.2.03>
- Silvestri, S., Marani, M., and Marani, A. 2003. Hyperspectral remote sensing of salt marsh vegetation, morphology and soil topography. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28(1–3), 15–25. [https://doi.org/10.1016/S1474-7065\(03\)00004-4](https://doi.org/10.1016/S1474-7065(03)00004-4)

- Solidoro, C., Melaku Canu, D., and Rossi, R. 2003. Ecological and economic considerations on fishing and rearing of *Tapes philippinarum* in the lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 170(2–3), 303–318. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00235-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00235-7)
- Solidoro, C., Bandelj, V., Bernardi, F., Camatti, E., Ciavatta, S., Cossarini, G., Facca, C., Franzoi, P., Libralato, S., Canu, D., Pastres, R., Pranovi, F., Raicevich, S., Socal, G., Sfriso, A., Sigovini, M., Tagliapietra, D., and Torricelli, P. (2010). Response of the Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years. June, 483–511. <https://doi.org/10.1201/ebk1420088304-c19>
- Stasolla, G., and Innocenti, G. 2014. New records of the invasive crabs *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 and *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) along the Italian coasts. *BiolInvasions Records*, 3(1), 39–43. <https://doi.org/10.3391/bir.2014.3.1.07>
- Stoner, A.W. and B.A. Buchanan. 1990. Ontogeny and overlap in the diets of four tropical *Callinectes* species. *Bulletin of Marine Science* 46:3-12.
- Tankersley, R.A. and Forward, Jr.R.B. 2007. Environmental physiology. In: V.S. Kennedy, L.E. Cronin (Eds.), *The Blue Crab Callinectes sapidus*. College Park: A Maryland Sea GrantBook: 451–483
- Terwin, J.R. 1999. Blue crab, *Callinectes sapidus*, foraging behavior in Chesapeake Bay: The importance of intra-specific interactions and prey distribution. Ph.D. dissertation. University of Maryland, College Park. 173 p
- Thodoros. K., Porter, J. S., and Sanderson, W. G. 2019. *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura: Portunidae): An assessment on its diet and foraging behaviour, Thermaikos Gulf, NW Aegean Sea, Greece: Evidence for ecological and economic impacts. *Crustacean Research*, 48(0), 23–37. https://doi.org/10.18353/crustacea.48.0_23
- Tortonese, E. 1965. La comparsa di *Callinectes sapidus* Rath. (Decapoda, Brachyura) nel Mar Ligure. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova – Doriana* 4(165).
- Tortonese, E. 1985. Distribution and ecology of endemic elements in the Mediterranean fauna (fishes and echinoderms). *M. Moraitou-Apostolopoulou et al. (eds.). Mediterranean Marine Ecosystem*, 57–58.
- Tufan, B. 2023. Biochemical composition of different sex and body parts of blue crabs (*Callinectes sapidus*) caught from the middle Black Sea coast. *Marine Science and Technology Bulletin*, 12(1), 104-110.
- Türeli, C., Miller, T.J., Gündoğdu, S., Yesilyurt, I.N., 2016. Growth and mortality of blue crab (*Callinectes sapidus*) in the north-eastern Mediterranean Sea. *J. Fisheries Sciences.com* 10, 55–62.
- Weigle, S. M., Smith, L. D., Carlton, J. T., and Pederson, J. 2005. Assessing the risk of introducing exotic species via the live marine species trade. *Conservation Biology*, 19(1), 213–223. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00412.x>

- Williams, S. L., and Grosholz, E. D. 2008. The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: Marrying management and science. *Estuaries and Coasts*, 31(1), 3–20. <https://doi.org/10.1007/s12237-007-9031-6>
- Wolcott, T.G. and A.H. Hines. 1989. Ultrasonic biotelemetry of muscle activity from free-ranging marine animals: A new method for studying foraging by blue crabs (*Callinectes sapidus*). *Biological Bulletin* 176:50-56.
- Zavatarelli, M., Raicich, F., Bregant, D., Russo, A., and Artegiani, A. 1998. Climatological biogeochemical characteristics of the Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems*, 18(1–3), 227–263. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(98\)00014-1](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(98)00014-1)
- Zotti, M., De Pascali, S.A., Del Coco, L., Migoni, D., Carrozzo, L., Mancinelli, G., Fanizzi, F.P., 2016. ¹H NMR metabolomic profiling of the blue crab (*Callinectes sapidus*) from the Adriatic Sea (SE Italy): a comparison with warty crab (*Eriphia verrucosa*), and edible crab
- Zucchetta, M., Scapin, L., Cavarero, F., Pranovi, F., Franco, A., Franzoi, P. 2016. Can the effects of anthropogenic pressures and environmental variability on nekton fauna be detected in fishery data? Insights from the monitoring of the artisanal fishery within the Venice lagoon. *Estuaries and Coasts*, 39, 1164-1182.

7. APPENDICE

A. Lista dei predatori del granchio blu (Hines, 2007)

Predator Species	References
Pisces, continued	
<i>Fundulus grandis</i> (gulf killifish)	Levine (1980) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Galeocerdo cuvier</i> (tiger shark)	Kemp (1949) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Ictalurus catus</i> (white catfish)	Heard (1973) in Guillory & Elliot (2001), Van Engel & Joseph (1968) in Guillory et al. (2001)
<i>Ictalurus furcatus</i> (blue catfish)	Darnell (1958), Lambou (1961)
<i>Ictalurus punctatus</i> (channel catfish)	Menzel (1943)
<i>Lagodon rhomboides</i> (pinfish)	Darnell (1958)
<i>Leiostomus xanthurus</i> (spot)	Brooks et al. (1982), Levine (1980) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Lepisosteus oculatus</i> (spotted gar)	Darnell (1958), Goodyear (1967), Lambou (1961)
<i>Lepisosteus osseus</i> (longnose gar)	Stuttkus (1963) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Lepisosteus spatula</i> (alligator gar)	Darnell (1958), Lambou (1961)
<i>Lobotes surinamensis</i> (tripletail)	Gunter (1945)
<i>Lutjanus apodus</i> (schoolmaster)	Austin & Austin (1971)
<i>Lutjanus campechanus</i> (red snapper)	Felder (1971)
<i>Lutjanus griseus</i> (gray snapper)	Starck (1971)
<i>Megalops atlanticus</i> (tarpon)	Hildebrand (1963) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Menidia beryllina</i> (inland silverside)	Levine (1980) in Guillory (2001)
<i>Micropogonias undulatus</i> (Atlantic croaker)	Darnell (1958), Fontenot & Rogillio (1970) in Guillory & Elliot (2001), Merriner (1975), Orth et al. (1999), Overstreet & Heard (1978a), Stickney et al. (1975), Thomas (1971) in Guillory et al. (2001), van Montfrans (unpubl.) in Dybas (2002)
<i>Micropterus salmoides</i> (largemouth bass)	Darnell (1958), Lambou (1961)
<i>Monone americana</i> (white perch)	Brooks et al. (1982), Lambou (1961)
<i>Monone mississippiensis</i> (aka <i>M. internupta</i>) (yellow bass)	Darnell (1958)
<i>Monone saxatilis</i> (striped bass/rockfish)	Austin (1993), Darnell (1958), Manooch (1973), Orth et al. (1999), Truitt & Vladykov (1937), Tupper & Able (2000), van Montfrans (unpubl.) in Dybas (2002)
<i>Mustelus canis</i> (smooth dogfish)	Bigelow & Schroeder (1953)
<i>Opsanus beta</i> (gulf toadfish)	Heard (unpubl.) in Steele & Perry (1990)
<i>Opsanus tau</i> (oyster toadfish)	Abbe & Breitburg (1992), Bisker et al. (1989), Schwartz & Dutcher (1963)
<i>Paralichthys albigutta</i> (gulf flounder)	Stokes (1977) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Paralichthys dentatus</i> (summer flounder)	Manderson et al. (2000), Moody (1994, 2001, 2003)
<i>Paralichthys lethostigma</i> (southern flounder)	Darnell (1958), Overstreet (unpubl.) in Steele & Perry (1990)
<i>Pogonias cromis</i> (black drum)	Fontenot & Rogillio (1970) in Guillory & Elliot (2001), Gunter (1945), Overstreet (unpubl.) in Steele & Perry (1990), Overstreet & Heard (1982), Van Engel & Joseph (1968) in Guillory et al. (2001)
<i>Pomatomus saltatrix</i> (bluefish)	Brooks et al. (1982), Lascara (1981)
<i>Prionitus tribulus</i> (bighead searobin)	Diener et al. (1974)
<i>Rachycentrum canadum</i> (cobia)	Arendt et al. (2001), Meyer & Franks (1996), Overstreet (unpubl.) in Steele & Perry (1990)
<i>Raja eglanteria</i> (clearnose skate)	Hildebrand & Schroeder (1928)
<i>Sciaenops ocellatus</i> (red drum)	Bass & Avault (1975), Boothby & Avault (1971), Darnell (1958), Fontenot & Rogillio (1970) in Guillory & Elliot (2001), Guillory &

Predator Species	References
Crustacea	
<i>Callinectes sapidus</i> (blue crab)	Darnell (1958), Heck & Spitzer (2001); Hines & Ruiz (1995) Hovel & Lipcius (2001), Laughlin (1982), Moksnes et al. (1997), Moody (2001, 2003), Peery (1989), Ryer et al. (1997)
<i>Crangon septemspinosa</i> (sand shrimp)	Olmi & Lipcius (1991)
<i>Menippe adina</i> (western gulf stone crab)	Powell & Gunter (1968)
<i>Mithrax spinosissimus</i> (Caribbean king crab)	Winfree & Weinstein (1989)
<i>Palaemonetes pugio</i> (grass shrimp)	Olmi & Lipcius (1991)
Echinodermata	
<i>Asterias forbesi</i> (starfish)	Auster & DeGoursey (1994)
Pisces	
<i>Albula vulpes</i> (bonfish)	Bruger (1974)
<i>Ancylopsetta quadrocellata</i> (ocellated flounder)	Stickney et al. (1975)
<i>Anguilla rostrata</i> (American eel)	Shirley et al. (1990), Wenner & Musick (1975)
<i>Aplodinotus grunniens</i> (freshwater drum)	Darnell (1958)
<i>Archosargus probatocephalus</i> (sheepshead)	Darnell (1958), Fontenot & Rogillio (1970) in Guillory & Elliot (2001), Gunter (1945), Overstreet & Heard (1982), Overstreet (unpubl.) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Arius bonillai</i> (new granada sea catfish)	Norse (1975)
<i>Arius felis</i> (hardhead catfish)	Darnell (1958)
<i>Bagn marinus</i> (gafftopsail catfish)	Gunter (1945)
<i>Bairdiella chrysoura</i> (silver perch)	Brooks et al. (1982), Darnell (1958), Thomas (1971)
<i>Brevoortia tyrannus</i> (Atlantic menaden)	McHugh (1967)
<i>Canax hippos</i> (crevalle jack)	Overstreet (unpubl.) and Heard (unpubl.) in Steele & Perry (1990)
<i>Carcharhinus leucas</i> (bull shark)	Darnell (1958), Heard (unpubl.) in Steele & Perry (1990, Sadowsky (1971)
<i>Carcharhinus obscurus</i> (dusky shark)	Kemp (1949) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Carcharhinus plumbeus</i> (sandbar shark)	Ellis (2003), Medved et al. (1985), Medved & Marshall (1981)
<i>Centropristis philadelphia</i> (rock sea bass)	Brooks et al. (1982)
<i>Centropristis striatus</i> (black sea bass)	Brooks et al. (1982)
<i>Citharidichthys spilopterus</i> (bay whiff)	Stickney et al. (1975)
<i>Cynoscion arenarius</i> (sand seatrout)	Krasprzak and Guillory (1984), Overstreet (unpubl.) in Steele & Perry (1990), Overstreet & Heard (1982)
<i>Cynoscion nebulosus</i> (spotted seatrout)	Darnell (1958), Gunter (1945), Overstreet & Heard (1982), Overstreet (unpubl.) in Steele & Perry (1990)
<i>Cynoscion regalis</i> (weakfish)	Brooks et al. (1982), Lascara (1981), Merriner (1975), Thomas (1971)
<i>Dasyatis americanus</i> (southern stingray)	Dahlberg & Heard (1969)
<i>Dasyatis centroura</i> (rougthead stingray)	Hess (1961)
<i>Dasyatis sabina</i> (Atlantic stingray)	Darnell (1958)
<i>Dasyatis sayi</i> (bluntnose stingray)	Heard (unpubl.) in Steele & Perry (1990), Hess (1961)
<i>Elops saurus</i> (ladyfish)	Austin & Austin (1971)
<i>Epinephelus itajara</i> (goliath grouper)	Kemp (1949) in Guillory & Elliot (2001), Pew (1954)
<i>Fundulus diaphanus</i> (banded killifish)	Rogers (1982)

Predator Species	References
Pisces, continued	
<i>Scomberomorus cavalla</i> (king mackerel)	Prejean (2001), Gunter (1945), Orth et al. (1999), Overstreet & Heard (1978b), Scharf & Schlicht (2000), Simmons (1957) in Guillory et al. (2001), van Montfrans (unpubl.) in Dybas (2002) Hovel & Lipcius (2001)
<i>Sphoeroides maculatus</i> (northern puffer)	Moody (1994, 2001, 2003), Hovel & Lipcius (2001)
<i>Sphoeroides nephelus</i> (southern puffer)	Reid (1954)
<i>Sphyma tiburo</i> (bonnethead)	Gunter (1945), Hoese & Moore (1958), Woodbury (1986)
<i>Strongylura marina</i> (Atlantic needlefish)	Brooks et al. (1982) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Syngnathus fuscus</i> (pipefish)	Ryer (1988)
<i>Tautoga onitis</i> (tautog)	Moody (1994, 2003)
<i>Tylosurus acus</i> (agujon)	Brooks et al. (1982) in Guillory and Elliot (2001)
<i>Urophycis regius</i> (spotted hake)	Sikora & Heard (1972)
Reptilia	
<i>Alligator mississippiensis</i> (American alligator)	Valentine et al. (1972)
<i>Caretta caretta</i> (loggerhead sea turtle)	Van Engel (1987)
<i>Lepidochelys kempii</i> (Atlantic or Kemp's Ridley)	Van Engel (1987)
Aves	
<i>Ardea alba</i> (= <i>Casmerodius albus</i>) (great egret)	Bailey (1971) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Ardea herodias</i> (great blue heron)	Steele & Perry (1990), Wolcott (pers. comm.) in Micheli (1997b); Hines (unpubl. obs.)
<i>Egretta</i> (= <i>Florida</i>) <i>caerulea</i> (little blue heron)	Rogers (1982)
<i>Eudocimus albus</i> (= <i>Gauna alba</i>) (white ibis)	Bildstein (1993), Hammat (1981)
<i>Grus americana</i> (whooping crane)	Hedgpeth (1950), Lewis (1995)
<i>Larus atricilla</i> (laughing gull)	Barass & Kitting (1982), Bass & Avault (1975)
<i>Larus argentatus</i> (herring gull)	Micheli (1997b), Prescott (1990)
<i>Larus delawarensis</i> (ring-billed gull)	Micheli (1997b), Prescott (1990)
<i>Larus</i> spp. (gulls)	Day et al. (1973) in Guillory & Elliot (2001)
<i>Lophodytes cucullatus</i> (hooded merganser)	Steele & Perry (1990)
<i>Mergus merganser americanus</i> (common merganser)	Steele & Perry (1990), Stieglitz (1966)
<i>Nycticorax nycticorax</i> (black-crowned night heron)	Allen (1938)
<i>Nyctanassa violacea</i> (yellow-crowned night-heron)	Watts (1995)
<i>Rallus longirostris</i> (clapper rail)	Bateman (1965), Steele & Perry (1990)
<i>Somateria mollissima</i> (common eider)	Burnett & Snyder (1954)
<i>Sterna</i> spp. (terns)	Barass & Kitting (1982), Micheli (1997b)
Mammalia	
<i>Canis rufus</i> (red wolf)	Guillory & Elliot (2001)
<i>Lutra canadensis</i> (river otter)	Chabreck et al. (1982)
<i>Procyon lotor</i> (raccoon)	Steele & Perry (1990)