



Università degli Studi di Cagliari

DOTTORATO DI RICERCA

Biologia e Biochimica dell'Uomo e dell'Ambiente

Ciclo XXVII

IMPATTO DEL CORMORANO *PHALACROCORAX CARBO*
SINENSIS SULLE PRODUZIONI ITTICHE DELLE LAGUNE SARDE

BIO/07- ECOLOGIA

Presentata da	Simone Buttu
Coordinatore Dottorato	Prof. Emanuele Sanna
Tutor/relatore	Prof. Angelo Cau

Esame finale anno accademico 2013 – 2014

Abstract

The work aims to study the feeding habits of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*, (Blumenbach, 1798), a species wintering in the transitional environments of Sardinia, and to assess the impact of the cormorants colony on fish stocks, considering the different ecological and economic aspects.

During the 2012-2015 period, several monitoring and censuses were carried out, in order to assess and identify the roost or feeding areas with the largest number of cormorants in the different lagoons examined. Numerically, during the three years was observed a significant increase in the number of individuals (rk, $p < 0.05$), which was more than 40% between the first monitoring conducted in 2012 and those 2014. Indeed, in December 2011 was recorded a peak of 9637 animals while in December 2014, there were 13536 individuals.

A total of 1402 bird flocks of Great Cormorant wintering in the Cabras and Mistras lagoons (central-western Sardinia), in the S'Ena Arrubia lagoon (southeast of Oristano), in the Sant'Antioco lagoon (south-west Sardinia), in the Santa Gilla lagoon (near to Cagliari), in the Colostrai lagoon (southeastern coast of Sardinia), in the Sa Praia pond (south-east coast of Sardinia) were analysed.

Through the morphological analysis of undigested hard structures, such as otoliths, it was possible to describe the preyed species, their size and biomass and, thus, the average daily consumption of cormorants.

The trophic spectrum was dominated almost exclusively by euryhaline, gregarious fish species. Mugilidae, and particularly *Liza ramada*, were the most important prey with a very high percentage index of relative importance (%IRI).

The average Daily Food Intake (D.F.I.) for the different lagoons examined was estimated to be equal to 386.8 ± 31 g / day. Specifically, the highest daily requirement was found in the Cabras lagoon with a value of 478.4 ± 18 g / day (Buttu et al., 2013a).

The overall amount of biomass preyed by the cormorants during the entire wintering season was estimated over 500 tons.

The results obtained by the model applied to a predation economically and ecologically acceptable, specifically, indicate that predation in the Cabras lagoon is outside of economically sustainable levels.

This kind of study represent a fundamental step for the development of integrated management plans and protection measures, taking into account both the production requirements, and the environmental factors related to these important ecosystems.

Sommario

Abstract.....	1
1 INTRODUZIONE	6
1.1 Fonte del problema.....	11
2 NOTE SISTEMATICHE E BIOLOGICHE	13
2.1 <i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	13
2.2 Il Cormorano in Europa	16
2.2.1 Distribuzione	19
2.2.1.1 Distribuzione di <i>Phalacrocorax carbo carbo</i>	19
2.2.1.2 Distribuzione di <i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	20
2.3 Il cormorano in Italia	22
2.4 Il cormorano in Sardegna.....	27
2.5 Ipotesi di evoluzione futura della popolazione europea	29
2.6 Caratteristiche degli ambienti lagunari.....	30
2.6.1 Metodi di predazione e tipologia di prede.....	35
3 CONFLITTO TRA CORMORANI E PESCA.....	37
4 MATERIALI E METODI.....	40
4.1 Area di studio	40
4.1.1 Laguna di Cabras e laguna di Mistras.....	42
4.1.2 Laguna di S'Ena Arrubia.....	46
4.1.3 Laguna di Sant'Antioco.....	48
4.1.4 Laguna di Santa Gilla	51
4.1.5 Laguna di Colostrai.....	54
4.1.6 Stagno di Sa Praia	56
4.2 Monitoraggio e censimenti	58
4.3 Analisi della dieta	64
4.4 Analisi dei parassiti.....	78
4.5 Struttura di popolazione nella dieta del cormorano.....	80
4.5.1 Relazione taglia-peso delle specie predate.....	82
4.6 Tassi di mortalità.....	83
4.7 Predazione del cormorano su uno stock ittico nelle diverse fasi del reclutamento	85

4.7.1	Fase di Pre-reclutamento	85
4.7.2	Fase di Post-reclutamento	87
4.8	Produttività della laguna di Cabras e dati sul pescato	89
4.9	Analisi impatto economico	90
5	ALIMENTAZIONE NELLE AREE DI NIDIFICAZIONE: DZIERŻNO-DUŻE RESERVOIR COME CASO DI STUDIO	92
6	RISULTATI.....	94
6.1	Monitoraggio e censimenti	94
6.2	Analisi della dieta	102
6.2.1	Analisi della dieta nella laguna di Cabras e di Mistras	102
6.2.2	Analisi della dieta nella laguna di Sant'Antioco	110
6.2.3	Analisi della dieta nella laguna di S'Ena Arrubia	116
6.2.4	Analisi della dieta nella laguna di Santa Gilla.....	122
6.2.5	Analisi della dieta nella laguna di Colostrai.....	128
6.2.6	Analisi della dieta nello Stagno di Sa Praia.....	134
6.3	Analisi dei parassiti.....	141
6.4	Struttura di popolazione nella dieta del cormorano.....	143
6.5	Relazione taglia-peso delle specie predate.....	147
6.6	Tassi di mortalità.....	149
6.7	Predazione del cormorano su uno stock di pesci ed effetti della mortalità aggiuntiva nelle diverse fasi	150
6.8	Analisi dell'impatto economico.....	152
7	IPOTESI DI UNA PREDAZIONE ECONOMICAMENTE ED ECOLOGICAMENTE ACCETTABILE	156
7.1	Mezzi di dissuasione e tecniche per il contenimento degli ittiofagi	158
8	DISCUSSIONE E CONCLUSIONI.....	162
9	BIBLIOGRAFIA	169
10	RINGRAZIAMENTI	196

1 INTRODUZIONE

La pesca ha da sempre rappresentato un'importante fonte di sostentamento e di occupazione per tutte le comunità mondiali (Cooke & Cowx, 2004). Le sue radici nel Mar Mediterraneo hanno origine al tempo dei Greci e dei Romani (Leonart, 2004). Attualmente si stima che circa 250 milioni di persone siano occupate nel settore della pesca e che questo soddisfi circa il 19% del fabbisogno mondiale di proteine animali (Mathiesen, 2012).

L'incremento sempre maggiore della domanda di prodotto ittico, generato parallelamente dal progressivo incremento della popolazione mondiale nonché dal rinnovo delle preferenze alimentari, ha portato, a partire dalla seconda metà del secolo scorso, ad un notevole aumento dello sforzo di pesca, generato sia dall'incremento del numero delle imbarcazioni sia dallo sviluppo di nuove tecnologie atte ad incrementare il potenziale di cattura (Leonart, 2004).

Da più di 40 anni la FAO monitora lo stato delle risorse della pesca mondiale (Leonart, 2004), e ha stimato che, a partire dal 1990, circa un quarto degli *stocks* ittici risultano sovrasfruttati, esauriti o in fase di ripresa da esaurimento (Beddington et al., 2007).

Considerata la grande importanza delle risorse alicutiche, si evidenzia come, per quanto riguarda una gestione sostenibile della risorsa pesca, sia dal punto di vista ambientale che da quello economico, non si possa far corrispondere ad un aumento della domanda un aumento delle pressioni di prelievo sulle risorse ittiche selvatiche (Bastien, 2003). Da questo punto di vista sono conseguentemente necessarie sia manovre di gestione mirate ad ottimizzare lo sfruttamento della risorsa, sia opportuni incentivi atti a ridurre in maniera sempre più importante la pressione di prelievo sulle risorse selvatiche in favore di quelle allevate (Bastien, 2003).

Negli ultimi decenni anche in Italia la richiesta di prodotti ittici ha avuto un forte incremento (Paquotte & Lem, 2008). Se consideriamo che la pesca convenzionale ha ridotto gli *stock* naturali (Paquotte & Lem, 2008), che le produzioni ittiche vallive sono sempre più utilizzate e apprezzate dal consumatore, il nostro Paese in questo contesto dipende fortemente dall'estero e si capisce come l'acquacoltura abbia avuto un progressivo sviluppo.

Nell'area del Mediterraneo la quale, insieme all'Atlantico Nord-Orientale e Nord-Occidentale e al Mar Nero, risulta una delle aree col maggiore numero di *stock* sovrasfruttati, l'allevamento di prodotto ittico si pone come una manovra complementare alla gestione delle risorse selvatiche (Beddington, 2007).

L'acquacoltura può essere considerata come una delle attività di produzione alimentare a più alto tasso di crescita a livello mondiale (Cataudella et al., 2001; Mathiesen, 2012) e l'incremento della produzione acquicola è coinciso con l'evoluzione delle pratiche e dei sistemi di allevamento sempre più innovativi (Costa-Pierce, 2003).

Le tipologie di allevamento utilizzate sono quelle semi-intensive ed intensive, dove i pesci crescono in condizioni non naturali in quanto concentrati in gran numero in spazi stretti (Cataudella & Bronzi, 2001). Dall'altra parte negli allevamenti estensivi (vallicoltura, stagnicoltura, molluschicoltura), se ben gestite rappresentano un esempio di approccio ecosistemico in questi tipo di allevamento (FAO, 2008) e una delle modalità di sviluppo sostenibile dell'acquacoltura (COM, 2009). Questa situazione è fortemente evidenziata quando parliamo di ecosistemi acquatici, dove le attività antropiche hanno prodotto profonde modificazioni all'ambiente per rendere questi habitat più produttivi (Jackson et al., 2001).

Nel 2010, la produzione globale è stata di 59.9 milioni di tonnellate (escluse le piante acquatiche e i prodotti non alimentari), in crescita del 7.5% da 55.7 milioni di tonnellate nel 2009 (32.4 milioni di tonnellate nel 2000) (Mathiesen, 2012) (Tab.1). Negli ultimi tre decenni (1980-2010), la produzione mondiale di pesci da acquacoltura si è ampliata di quasi 12 volte, con un tasso medio annuo dell'8,8%. L'acquacoltura ha goduto di alti tassi di crescita medi annui circa il 10,8% e 9,5% negli anni 1980 e 1990, rispettivamente (Mathiesen, 2012). La produzione da acquacoltura è quasi interamente destinata al consumo umano. Tra gli Stati dell'Unione Europea, i principali produttori nel campo dell'acquacoltura sono la Spagna (20%), la Francia (17%), il Regno Unito (16%) e l'Italia (12%), nei quali nel 2010 si concentravano circa i due terzi della produzione acquicola totale in termini di volume (Mathiesen, 2012).

Tabella 1 - Pesca, acquacoltura di produzione e utilizzazione nel Mondo (da Mathiesen, 2012)

	2006	2007	2008	2009	2010	2011
(Milioni di tonnellate)						
PRODUZIONE						
Catture						
Acque interne	9.8	10	10.2	10.4	11.2	11.5
Mare	80.2	80.4	79.5	79.2	77.4	78.9
Totale catture	90.0	90.3	89.7	89.6	88.6	90.4
Acquacoltura						
Acque interne	31.3	33.4	36.0	38.1	41.7	44.3
Mare	16.0	16.6	16.9	17.6	18.1	19.3
Totale acquacoltura	47.3	49.9	52.9	55.7	59.9	63.6
TOTALE PESCA MONDIALE	137.3	140.2	142.6	145.3	148.5	154.0
UTILIZZAZIONI						
Consumo umano	114.3	117.3	119.7	123.6	128.3	130.8
Usi non-alimentari	23.0	23.0	22.9	21.8	20.2	23.2
Popolazione (bilioni)	6.6	6.7	6.7	6.8	6.9	7.0
Approvvigionamento pro capite (kg)	17.4	17.6	17.8	18.1	18.6	18.8

Nelle aree umide costiere la gestione produttiva ha consentito di preservare e restaurare ambienti, di mantenere le funzioni e la qualità ecologica di questi ecosistemi ricchi di specie vegetali e animali, in particolare uccelli, contribuendo alla conservazione della biodiversità biologica (Cataudella et al., 2001). Se ciò ha consentito di aumentare notevolmente le produzioni, ha per altri versi causato inconvenienti quali il tendenziale calo del prezzo del prodotto, l'inquinamento delle acque negli allevamenti intensivi e il maggior impatto dell'avifauna ittiofaga sulle produzioni ittiche (Suter, 1995; Bildsøe et al., 1998). Quest'ultimo problema si è dimostrato sempre più pressante nel corso degli ultimi decenni sia per la già citata espansione delle attività acquicole (potenziale fonte alimentare per l'avifauna ittiofaga), sia per la rapida espansione delle popolazioni di alcune specie ornitiche piscivore (Cormorano) registrata sia nelle aree di nidificazione situate nel nord Europa che nelle aree di svernamento, come nell'area del Mediterraneo (Carss, 2003; Volponi & Addis, 2003).

L'incremento delle popolazioni di Cormorano è aumentata costantemente dai primi anni '80 (Bricchetti & Fracasso, 2013), nel 2006 le coppie di esemplari di *P. c. sinensis* nel Paleartico occidentale, sono state stimate in 232000 esemplari (Bregnballe et al., 2011), fino a raggiungere una popolazione complessiva attualmente stimata di 755000 individui (Van Eerden, 2012). L'uomo all'interno degli ambienti di transizione si trova a

condividere le risorse alimentari, specificatamente risorse ittiche, con popolazioni ittiofaghe situate al top della catena trofica (Carss, 2003). Di questo gruppo fanno parte le diverse specie di uccelli ittiofagi, che sono parte integrante di questi ambienti e rappresentano, come ogni altra componente, un anello fondamentale delle reti trofiche naturali (Cosolo, 2010). In molti casi la condivisione delle risorse ittiche si trasforma in competizione, che sembra essere determinata nella maggior parte dei casi dalle attività antropiche (Heinimaa, 2007; Cosolo, 2010; Vetemaa et al., 2010).

L'interazione con i cormorani evidenzia valori minimi nella pesca sportiva, dove l'uomo sfrutta le risorse ittiche nel loro ambiente naturale. Il livello di competizione invece aumenta maggiormente negli ecosistemi acquatici dove l'uomo ottimizza la produzione delle risorse ittiche per ricavarne un maggiore profitto economico.

Gli stagni, le lagune e le valli costituiscono gli allevamenti ittici estensivi, dove l'uomo nel tempo ha migliorato e perfezionato le tecniche di allevamento ottenendo un incremento della produttività. L'aumento della produttività è strettamente associato ad un incremento degli interventi antropici in queste specifiche aree (Cosolo, 2010). Un conseguente aumento ma soprattutto una più facile reperibilità delle prede raggruppate in spazi più stretti, come vedremo in seguito, sembra essere il parametro che più di ogni altro determina l'entità delle presenze dei cormorani, e quindi la possibilità di un maggiore impatto delle diverse specie ittiofaghe nei siti di produzione (Hughes et al., 1999).

Il conflitto tra gli operatori della pesca e i piani di conservazione degli uccelli è così aumentato nel corso del tempo (Heinimaa, 2007; Vetemaa et al., 2010). Infatti, l'incremento del numero di cormorani in prossimità delle acque di transizione produttive è un argomento di grande preoccupazione tra i gestori dei compendi ittici, che considerano questo uccello acquatico un pericoloso concorrente per la pesca.

L'impatto esercitato dagli uccelli acquatici piscivori sugli allevamenti ittici necessita quindi di un approccio multidisciplinare. La presenza delle popolazioni ornitiche predatrici e gli effetti da loro provocati non interessano esclusivamente la sfera biologica (densità e distribuzione delle popolazioni, fabbisogni alimentari, ecc.), ma devono essere collocati in un sistema più complesso costituito da un insieme integrato di componenti ecologiche, economiche e sociali. Come già accennato, il carattere multidisciplinare ed internazionale della tematica ha coinvolto diverse parti nell'intento di trovare una soluzione programmatica per riportare le popolazioni di cormorano all'interno di

parametri accettabili che debbono tener conto degli interessi dell'attività di pesca ma anche dell'equilibrio di una popolazione naturale.

In Sardegna, a causa delle sue caratteristiche ambientali, la qualità e l'abbondanza dei bacini lagunari e stagnali presenti nel suo territorio, questo aspetto è particolarmente sentito (Addis & Cau, 1997) in quanto le lagune, da secoli vengono utilizzate per l'acquacoltura estensiva, e ormai da decenni rappresenta, per molte specie ornitiche tra cui il cormorano, una fra le più importanti aree di svernamento italiane (Baccetti, 1988).

L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di valutare l'impatto di questa specie *Phalacrocorax carbo sinensis* (Blumenbach, 1798) sull'attività di piscicoltura nella sua interezza, considerando i diversi aspetti che la caratterizzano.

Partendo dall'origine del fenomeno, affrontato sia a livello europeo che nazionale e più approfonditamente a livello regionale, consultando le normative attualmente vigenti in materia di protezione della specie e valutando le informazioni sulla consistenza delle popolazioni in Europa abbiamo esaminato le aspettative di crescita secondo i recenti studi di dinamica di popolazione. Una parte del lavoro è stata incentrata sui monitoraggi pluriennali (2012-2015) della specie ornitica, effettuati in alcune lagune sarde prese in esame, mediante i censimenti programmati per quantificare il numero della popolazione.

In seguito la tesi si focalizza sul regime alimentare del cormorano, con particolare riguardo alla definizione dei parametri che lo caratterizzano, la stima del prelievo ittico in termini di biomassa e di specie predate in modo da quantificare l'impatto nel tempo (presente e futuro) sia ecologico che economico nei diversi compendi produttivi.

Nello specifico, si è poi presa in esame la Laguna di Cabras, nella quale ormai da decenni è presente la più numerosa popolazione di cormorani svernanti dell'isola. Essendo anche la laguna di Cabras una tra le più produttive aree di allevamento ittico, sono stati analizzati i diversi aspetti che mettono in competizione la fauna ornitica (cormorano), con le attività di pesca che ormai da secoli le cooperative di pescatori svolgono nel compendio al fine di quantificare il relativo danno economico.

Si è ancora considerato un tema di fondamentale importanza, forse discutibile, sui parametri della predazione ecologicamente accettabile. L'ultimo tema trattato riguarda i mezzi utilizzati come dissuasori attualmente disponibili e sperimentati in diverse realtà italiane per il contenimento dell'attività predatoria.

1.1 *Fonte del problema*

Nel territorio italiano, la coesistenza di uccelli ittiofagi e attività produttive legate alla pesca e all'acquacoltura è un problema piuttosto recente la cui origine può essere fatta derivare essenzialmente da alcune cause:

a) La legislazione in materia di protezione nello specifico la Direttiva "Uccelli" 79/409/CEE ora sostituita dalla Direttiva 2009/147/CEE del 30 novembre del 2009, ha rappresentato un'importante causa per l'incremento in tutto il continente delle popolazioni di Cormorano e di altre specie di uccelli acquatici (Hansen, 1984). In ambito internazionale altri provvedimenti legislativi hanno consentito un rapido incremento. Tra questi i provvedimenti della Convenzione di Berna (19 settembre 1979) sulla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale, la Convenzione di Bonn (23 giugno 1979) per la conservazione delle specie selvatiche migratrici, la Direttiva "Habitat" 92/43/CEE (21 maggio 1992) per la tutela degli ambienti naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatica, ed infine la Convenzione di Ramsar (1971) per la conservazione delle zone umide di importanza comunitaria (Carss, 2003; Volponi, 2004);

b) A livello nazionale, la promulgazione della legge sulla caccia (legge n. 968 del 1977, modificata dalla legge n. 157/92), sulle aree protette (legge n. 394/1991) e il recepimento delle direttive internazionali in materia di protezione della fauna e degli ambienti naturali. Prima dell'entrata in vigore della nuova normativa gli uccelli piscivori erano considerati specie "nocive", non erano protette e quindi liberamente cacciabili. Il controllo degli uccelli predatori nelle aree sottoposte ad acquacoltura (come anche delle produzioni agricole) veniva quindi effettuata mediante l'abbattimento (Carss, 2003). Grazie alla legge 968/77 è stata stabilita la protezione integrale alla gran parte delle specie (tra cui gli uccelli ittiofagi) con l'eccezione di un ridotto numero rimasto oggetto di caccia. A questo si è aggiunta la revisione del calendario venatorio che, anticipando dal 10 marzo al 31 gennaio (metà febbraio in Sardegna) la chiusura dell'attività, ha consentito l'insediamento di numerose popolazioni nidificanti in aree da tempo abbandonate, permettendo

un graduale incremento ed espansione degli areali delle popolazioni di numerose specie tra cui quelle di alcuni uccelli piscivori (Volponi, 2004).

c) Lo sviluppo industriale ha consentito in tutti i paesi occidentali lo sviluppo e la creazione di numerosi nuovi habitat acquatici, come gli innumerevoli bacini d'acqua a scopi irrigui e idroelettrici. Anche le attività di piscicoltura sviluppatesi in tutto il continente, ha generato nuovi siti di produzione intensiva nelle acque dolci (carpicoltura e troticoltura), nelle valli e nei compendi lagunari, mentre una crescente attività di ripopolamento ittico ha portato al rilascio di grandi quantità di pesce riprodotto artificialmente (Cataudella & Bronzi, 2001; Costa-Pierce, 2003; Volponi, 2004);

d) Il recente aumento della presenza del Cormorano in seguito alla protezione accordatagli nei luoghi di riproduzione nel nord Europa ha suscitato grandi malumori e l'instaurarsi di un conflitto da parte degli operatori della pesca nei confronti del Cormorano, che ha portato alla richiesta di interventi di risarcimento dei danni subiti e di controllo delle popolazioni di ittiofagi.

2 NOTE SISTEMATICHE E BIOLOGICHE

2.1 *Phalacrocorax carbo sinensis*



Phylum	CHORDATA
Subphylum	VERTEBRATA
Classe	AVES
Ordine	PELECANIFORMES
Famiglia	PHALACROCORACIDAE
Genere	<i>Phalacrocorax</i>
Specie	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>

Il cormorano, *Phalacrocorax carbo sinensis* (Blumenbach, 1798), appartiene all'ordine Pelecaniformes, famiglia Phalacrocoracidae. È una specie politipica, a distribuzione subcosmopolita. In Italia è migratrice e svernante tra ottobre ed aprile, dove pochissimi individui si trattengono anche durante i mesi estivi (Baccetti, 1998). Sono presenti 5 sottospecie in tutti i continenti ad esclusione di Sud America e Antartide (Cramp & Simmons, 1977; Dorfman & Kingsford, 2001). È un uccello acquatico di grandi dimensioni (80-100 cm di lunghezza, apertura alare 130-160 cm), il corpo è allungato, le ali sono piuttosto larghe (11 remiganti primarie), la coda fortemente cuneata provvista di 14 timoniere e il peso varia da 1740-2670 g (Toschi, 1969). Il becco assai robusto, di media lunghezza (58-73 mm), è compresso lateralmente ed uncinato in cima (Gudger, 1926). Il piumaggio dell'adulto è prevalentemente nero lucente con riflessi metallici; durante il periodo riproduttivo sono presenti zone bianche nettamente delineate su collo e gola e ai lati del capo ("bavaglio"), oltre che sulle cosce ("calzoni"). L'abito sessuale nel periodo non riproduttivo ha tinte più opache, mentre scompaiono le aree bianche. Gli esemplari immaturi hanno parti superiori di colore bruno-nerastro, mentre evidenziano una grande variabilità individuale nella colorazione delle parti inferiori che possono essere completamente bianche o più o meno brune (Gudger, 1926; Petretti, 2002) (Fig. 1). Il piumaggio adulto è acquisito dal 3°-4° anno di età. Il cormorano compie due mute annuali: una, post-riproduttiva, completa, che avviene tra luglio e dicembre, l'altra pre-riproduttiva, parziale, limitata alla testa, collo ed alcune parti del corpo, che si compie a partire da gennaio (Cramp & Simmons, 1977).

Le zampe sono robuste, inserite in posizione arretrata e con le quattro dita ben sviluppate, collegate da un'ampia membrana natatoria e chiamati per questo "totipalmati" (Cramp & Simmons, 1977).

Possiede un volo potente e veloce a rapide battute d'ala, ma anche veleggiato, sia alto che basso, con collo e piedi distesi, questi ultimi sotto la coda, possono raggiungere anche cospicue altitudini utilizzando per i maggiori spostamenti formazioni a "V" compatte, ordinate e caratteristiche (Cramp & Simmons, 1977; Watanabe, 2011). Riposa su rive, rocce, rami e pali, eretto, talvolta con le ali aperte ad asciugare. Nuota con una linea di galleggiamento molto bassa, tenendo il becco leggermente alzato. Quando si trova in situazioni di allarme si immerge tenendo solamente testa e collo fuori dall'acqua o anche completamente. Il Grande cormorano è un uccello ittiofago altamente specializzato, si nutre quasi esclusivamente di pesci, che cattura prevalentemente durante

il giorno mediante immersioni, le quali possono durare, in relazione alla profondità, da pochi secondi fino a superare il minuto e mezzo (Carss, 2003; Keller & Carss, 2003).

In Europa si rivengono le due sottospecie di cormorano la cui separazione sulla base di caratteri morfologici, biogeografici ed ecologici è motivo di discussione (Marion, 1983). Tradizionalmente fanno parte alla forma *carbo* gli uccelli caratterizzati da una taglia leggermente maggiore, dal piumaggio con riflessi bluastri dell'adulto, anziché verdi come in *sinensis*, e nella livrea riproduttiva, con la presenza di una quantità minore di piume bianche sul capo ma solo limitata alla parte della gola. Specie strettamente acquatica per la dieta piscivora, si dimostra invece molto adattabile nella scelta dell'habitat che è in relazione alla disponibilità di prede e di aree idonee alla formazione dei dormitori o delle colonie (Hughes et al., 1999).

Il carattere gregario si manifesta anche al di fuori del periodo riproduttivo quando alcune migliaia di cormorani possono riunirsi in dormitori notturni comuni (*roost*) che vengono utilizzati come base di partenza verso le aree di alimentazione distanti fino a diverse decine di km (Burger, 1997; Hughes et al., 1999).



Figura 1 - Differenti colorazioni del piumaggio del cormorano durante la crescita (da Petretti, 2002).

2.2 *Il Cormorano in Europa*

Fino al 2006 si credeva che nel Paleartico occidentale fossero presenti due sottospecie del Grande Cormorano (*Phalacrocorax carbo*): la cosiddetta *Phalacrocorax carbo carbo* nota anche come "atlantica" e la *Phalacrocorax carbo sinensis* nota come "continentale" a sottolineare la diversa distribuzione geografica (Volponi, 2004; Bregnballe et al., 2014b). Marion & Le Gentil nel 2006 hanno trovato prove genetiche dell'esistenza di una terza sottospecie: *Phalacrocorax carbo norvegicus* (Marion & Le Gentil, 2006). Questa sottospecie è stata trovata principalmente in Norvegia (a nord di Skagerrak) e in Bretagna (Francia) ed è stata verificata anche in colonie vicino al mare di Svezia, Danimarca e nei Paesi Bassi. Per semplicità, e a causa del numero limitato di colonie per le quali ci sono informazioni relative a *P. c. norvegicus*, è solito distinguere solo tra *carbo* e *sinensis* (Bregnballe et al., 2014b).

Le colonie della sottospecie atlantica *P. c. carbo* si trovano principalmente su pareti rocciose e su isole prive di vegetazione situate sulle coste marine d'Irlanda, nel Regno Unito, nel nord-ovest della Francia, in l'Islanda, in Norvegia e lungo la costa del Mare di Barents (Russia) (Debout et al., 1995; Marion, 2003; Newson, 2004; Gardarsson, 2008; Bregnballe et al., 2014b).

La sottospecie continentale *P. c. sinensis* nidifica sugli alberi e sul terreno prevalentemente lungo le coste basse e nelle acque interne (Bregnballe et al., 2014b). Questa ha una distribuzione molto più ampia rispetto alla sottospecie atlantica. All'interno del Paleartico occidentale nidifica in gran parte dell'Europa continentale, dal nord della Finlandia al sud-ovest della Spagna e fino a est del Mar Caspio (Lindell et al., 1995; Van Eerden & Gregersen, 1995; Sultanov, 2011; Bregnballe et al., 2014b; Molina, 2014; Rusanen, 2014).

La distribuzione di *P. c. sinensis* si estende più a est del Paleartico occidentale, attraverso l'Asia in Giappone (Gavrilov & Gistsov, 1978) (Fig. 2).

La determinazione della dimensione e della distribuzione della popolazione della sottospecie continentale è molto importante perché gli uccelli della specie *sinensis* sono la causa principale dei conflitti con la pesca nell'Europa continentale (Van Eerden et al., 1995, Carss, 2003).



Figura 2 – Gli Stati d'Europa, del Nord Africa e del Medio Oriente inclusi nel Paleartico occidentale (da Snow & Perrins, 1998).

Attualmente la popolazione nidificante di cormorani nel Paleartico occidentale ha raggiunto circa 406000-421000 coppie nidificanti (Bregnballe et al., 2014a) (Fig. 3); questa stima esclude alcune regioni della Russia e la parte occidentale del Kazakistan (Bregnballe et al., 2014b). È stato stimato che circa 42500 delle coppie nidificanti appartengono alla sottospecie Atlantica *carbo* e circa 371000 coppie della sottospecie continentale *sinensis* (Marion & Le Gentil, 2006; Bregnballe et al., 2014b) (Tab. 2). Nel 2012, nei 28 Stati membri dell'Unione Europea (UE) sono state stimate circa 214500 coppie nidificanti di *sinensis* (Bregnballe et al., 2014b).

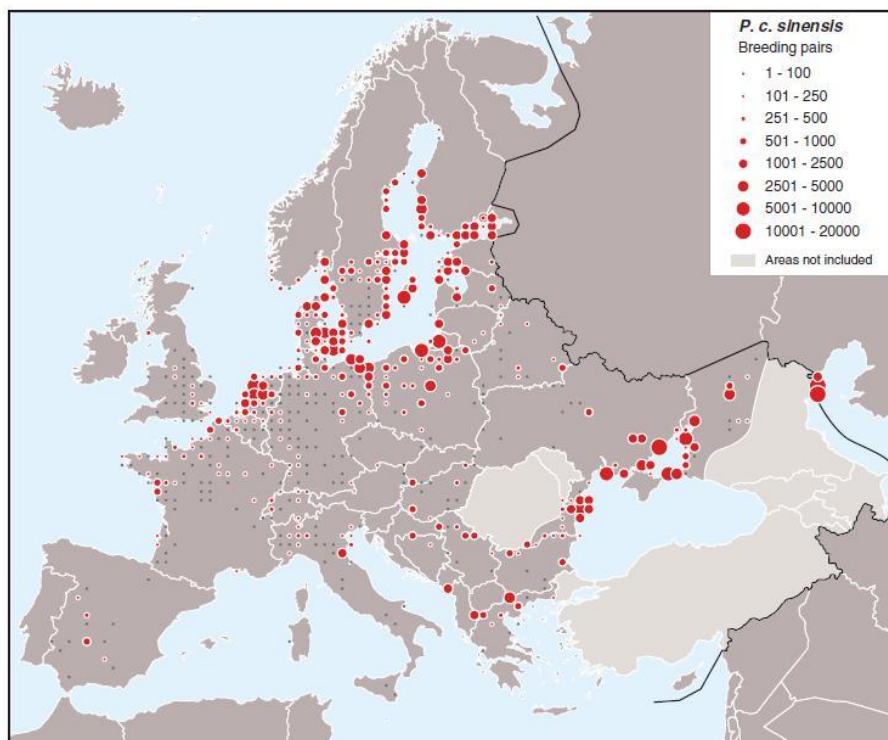


Figura 3 - Distribuzione nel 2012 della popolazione nidificante del Grande Cormorano nel Palearctico occidentale (Bregnballe et al., 2014a).

Tabella 2 - Numero di coppie nidificanti nel Palearctico occidentale nel 2012 (da Marion & Le Gentil, 2006)

Sub-species	Area	Number of breeding pairs in 2012	
		Overall estimate	Counted
<i>P. c. carbo</i>	I. North-East Atlantic Ocean	42500	34004
	I. North-East Atlantic Ocean	36.900	36811
<i>P. c. sinensis</i>	II. Baltic Sea	167700	167689
	III. Central Europe and Central and eastern Mediterranean	20900	20839
	IV. Black Sea, Sea of Azov and NW Caspian Sea	138000-153300	125108

2.2.1 *Distribuzione*

2.2.1.1 *Distribuzione di Phalacrocorax carbo carbo*

La sottospecie Atlantica *carbo* è stato registrata come nidificante in Russia, Norvegia, Islanda, Irlanda, nel Regno Unito e in Francia. La maggior parte delle colonie sono state rinvenute lungo la costa della Norvegia (circa 19000 coppie) mentre il Regno Unito ha costituito la seconda area di nidificazione più importante di questa sottospecie. Precisamente, nel 2005, lungo le coste del Regno Unito sono state stimate circa 8545 coppie nidificati (Debout et al., 1995; Bregnballe & Gregersen, 1997; Marion, 2003; Marion, 2008; Marion, 2014; Newson, 2004; Barrett, 2006; Bregnballe et al., 2011; Bregnballe et al., 2013; Lorentsen, 2014).

In Francia nel 2012 sono state rinvenute circa 3000 coppie nidificanti di *P.c. carbo*, il 55% delle quali sulle coste e il 45% nelle colonie interne (Marion, 2003). In Islanda ne sono state rinvenute circa 4772 coppie (Gardarsson, 2008). Si stima che le coppie nidificanti nelle coste del Mare di Barents e del Mar Bianco siano state 3900, la stima è incerta a causa di una copertura incompleta dell'area (Røv et al., 2003).

La maggior parte delle colonie di nidificazione in Norvegia e in Islanda (61%) sono di piccole dimensioni da 1 a 100 nidi. In Norvegia sono presenti colonie con nidi da 1001 a 1300 (ROV, 1994; ROV et al., 2003). Mentre le colonie situate nel Mar Bianco in Russia sono di piccole dimensioni (< 100 nidi), anche se una singola colonia ha contato 420 nidi (questa colonia è costituita da 3 sub-colonie situate a meno di 2000 m di distanza) (ROV, 1994).

2.2.1.2 *Distribuzione di Phalacrocorax carbo sinensis*

Il maggior numero di colonie di cormorani della sottospecie continentale sono presenti nei paesi che si affacciano sul Mar Baltico (167700 coppie nidificanti), nel Mar Nero, nel Mar d'Azov e nel Mar Caspio (> 138000 coppie nidificanti (Herrmann et al., 2011; Kostiuskyn et al., 2011; Bianki et al., 2014)

Numeri più bassi nei paesi a Nord-Est dell'Oceano Atlantico (36900 coppie, eccetto la Germania e la Danimarca) (Røv, 1994; Debout, 1995). Nell'area dell'Europa centrale e del Mediterraneo centro-orientale la popolazione nidificante raggiunge le 20900 coppie (Lindell et al., 1995; Bregnballe, 1996a; Bregnballe et al., 2003).

La sottospecie *sinensis* è stata trovata in prossimità delle coste, estuari, lagune, così come vicino ai grandi fiumi e grandi laghi nelle zone interne della Svezia, Bielorussia, Polonia, Germania, Paesi Bassi, Francia, Spagna, Italia settentrionale, Ungheria, Croazia, Serbia, Montenegro, Grecia del Nord, Romania e Ucraina (Bzoma et al., 2014; Engström, 2014; Lindell et al., 1995; Van Eerden & Gregersen, 1995; Samusenko, 2014; Sultanov, 2011; Bregnballe et al., 2014b; Marion, 2014; Molina, 2014; Rusanen, 2014). I paesi Marocco, Algeria, Tunisia, Libia, Egitto, Giordania, Israele, Libano, Siria e Iraq, che si trovano al di fuori dell'Europa ma all'interno del Palearctico occidentale, al momento non possiedono popolazioni nidificanti della sottospecie continentale di Cormorano. Tuttavia, si registrarono nidificazioni in Iran (ad est del Palearctico Occidentale) intorno al 2003 (Barati & Balmaki, 2005).

Nel Regno Unito sono presenti 2809 coppie nidificanti in colonie interne, di cui 1854 sono state identificate come appartenenti alla sottospecie *sinensis*. La più grande colonia interna nidificante nel Regno Unito è situata in Inghilterra con 226 nidi (Newson et al., 2007; Newson et al., 2013). Gli altri tre paesi con popolazioni nidificanti di cormorano sono la Spagna (1605 coppie), Belgio (1584 coppie) e la Norvegia (ROV et al., 2003; Devos & Paquet, 2014; Molina, 2014). Nei paesi del Mar Baltico sono presenti 505 colonie di nidificazione con più di 1.000 nidi. Nel complesso, la maggior parte delle colonie nidificanti (84%) sono costituite con più di 250 nidi, e le restanti colonie più grandi variano da 1001 a 9100 nidi (Van Eerden et al., 2012).

Nell'Europa centrale e nel Mediterraneo centrale e orientale sono state contate circa 131-135 colonie di nidificazione nel 2012 e il 40% hanno più di 1000 nidi (Paquotte & Lem, 2008). La colonia più grande è risultata di circa 4730 nidi situata a Kerkini, un lago

nel nord della Grecia (Kazantzidis, 2014). Le altre tre più grandi colonie sono localizzate in Macedonia, Montenegro e Italia con circa 1000-1200 nidi (Velevski et al., 2010; Vizi, 2014; Volponi & CorMoNet.it, 2014).

La distribuzione complessiva della popolazione nidificante dei cormorani è mostrata in figura 3.

2.3 *Il cormorano in Italia*

Il cormorano è una specie sedentaria e localmente nidificante, svernante e migratrice regolare (Baccetti & Bricchetti, 1992).

Da studi scientifici effettuati mediante l'inallattamento è stato verificato come i cormorani segnalati in Italia provengano da una vasta area geografica che, inizia dai paesi baltici, si estende dal Regno Unito sino alla Polonia e la Repubblica Ceca, a nord sino alla Svezia e la Finlandia (Volponi, 2004).

Dalle colonie di origine situate nel settore nord del Paleartico occidentale, i cormorani possano raggiungere l'Italia attraverso due rotte principali di migrazione poste, rispettivamente, ad ovest e ad est dell'arco alpino (Volponi, 2004) (Fig. 4).

In Italia nel 2012, la popolazione nidificante di cormorano (*Phalacrocorax carbo sinensis*) è stata stimata in 3914 coppie nidificanti (range 3865-4016) in un totale di 48 colonie (Bregnballe et al., 2014b; Volponi & CorMoNet.it, 2014). Questi dati dimostrano un aumento del 24% (750 nidi) rispetto ai numeri delle colonie riproduttive a partire dal 2011 (3170 nidi) e un aumento di circa l'82% (2142 nidi) rispetto al 2006 (Bregnballe et al., 2006; Volponi & CorMoNet.it, 2014).

Nel 2012 sono state scoperte cinque nuove colonie, con dimensioni che variano da 1 a 25 nidi. Inoltre due siti utilizzati per la nidificazione nel 2011 (1-2 nidi) sono stati abbandonati nel 2012 (Volponi & CorMoNet.it, 2014).

La maggior parte delle colonie di nidificazione sono localizzate nel nord Italia precisamente nella Pianura Padana occidentale lungo il fiume Po e i suoi affluenti, nelle zone umide d'acqua dolce e nelle lagune lungo la costa dell'Adriatico (Volponi & CorMoNet.it, 2014) (Fig. 5).

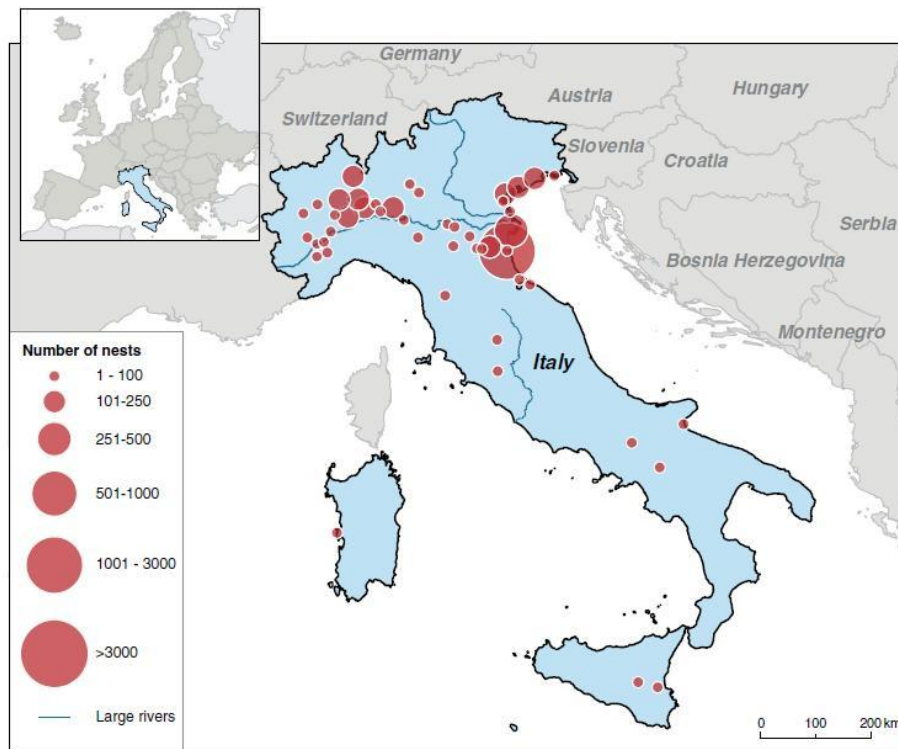


Figura 4 - Distribuzione e dimensione delle colonie nidificanti di cormorano in Italia nel 2012 (Volponi & CorMoNet.it, 2014)

L'Emilia Romagna è la regione italiana che contiene quasi la metà della popolazione totale nidificante (44%, 1724 nidi in 13 colonie).

Un grande numero di cormorani nidificanti sono presenti in Lombardia (22%, 878 nidi), Piemonte (15%, circa 600 nidi) e Veneto (12%, 480 ca. nidi) (Fig. 6). Altre colonie si trovano in Friuli Venezia Giulia, Toscana, Lazio, Campania e Puglia.

Piccole colonie di nidificazioni erano presenti in Sardegna e in Sicilia dal 1960 fino agli inizi del 1990 (Bregnballe et al., 2014b; Volponi & CorMoNet.it, 2014).

In Italia la popolazione svernante di cormorano raggiunge numeri molto più elevati rispetto alla popolazione nidificante. Infatti, circa 60000 individui giungono annualmente nel nostro paese per svernare (Baccetti et al. 2002; Baccetti & Giunti 2002; Serra & Brichetti 2000, 2002; Volponi, 2004).

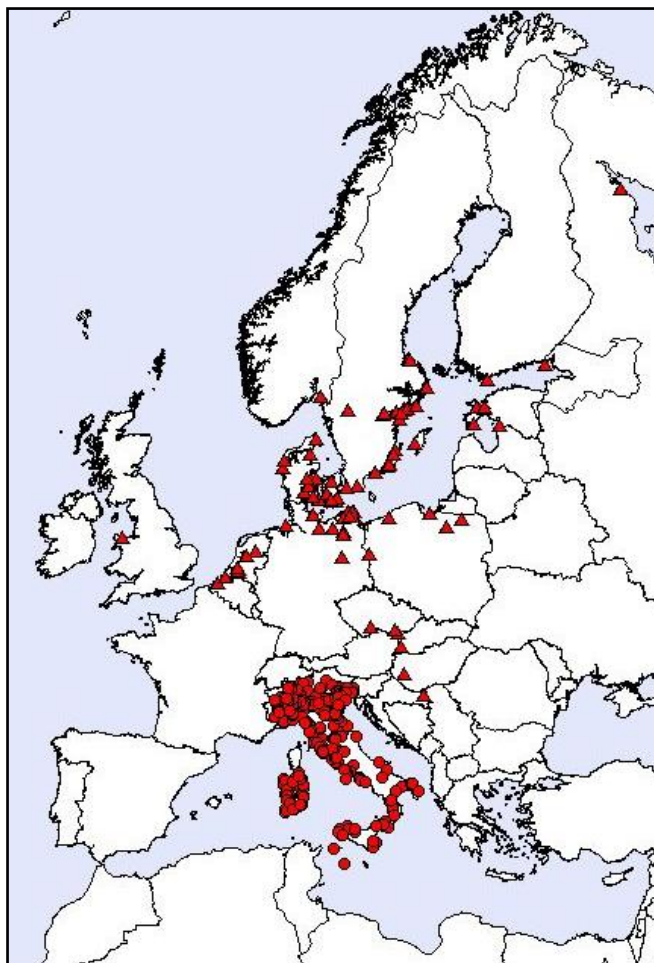


Figura 5 - Colonie di origine (triangoli) e località di segnalazione (cerchi) dei cormorani inanellati all'estero (da Baccetti & Giunti, 2002).

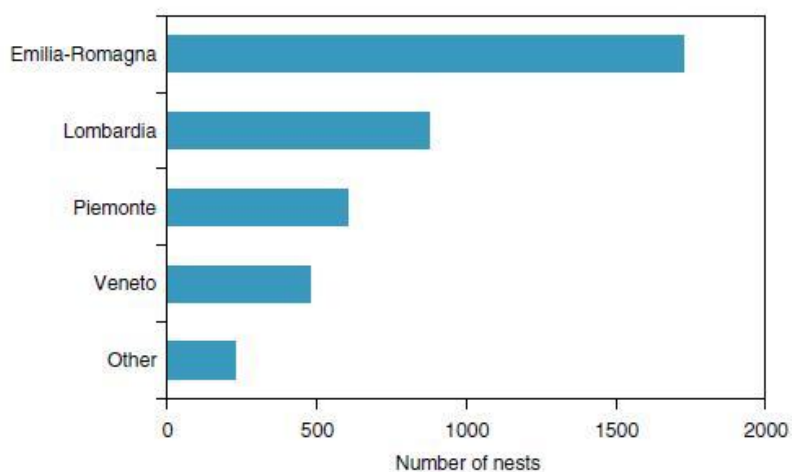


Figura 6 - Distribuzione regionale della popolazione nidificante in Italia nel 2012 (da Volponi & CorMoNet.it, 2014)

Questi dati evidenziano che in Italia svernano e nidificano rispettivamente circa il 15% e meno dell'1% dei cormorani europei. Il numero di individui svernanti è cresciuto di circa venti volte negli ultimi 25 anni, secondo un andamento parallelo e strettamente correlato alla crescita esponenziale delle popolazioni nidificanti nei paesi dell'Europa centro-settentrionale (Volponi, 2004; Bregnballe et al., 2014b) (Fig. 7-8).

In Italia, la maggior parte delle colonie di nidificazione (85%) si trovano in aree protette dalla legge e non sono soggette a tutte le azioni di gestione volte a ridurre o interrompere la nidificazione dei cormorani. Un gran numero di colonie si trovano all'interno di riserve naturali (19 colonie) e/o parchi regionali o nazionali (10 colonie) e almeno 40 colonie si trovano in aree che fanno parte della rete Natura 2000 (Bregnballe et al., 2014b; Volponi & CorMoNet.it, 2014).

Attualmente, la più grande popolazione nidificante di cormorani in Italia si trovava in una riserva naturale sul lato meridionale del delta del Po e consiste in 48 colonie (circa 1075 nidi). Questa colonia, presente dal 1995, contiene quasi un terzo (27%) della popolazione nidificante nazionale e dalla fine degli anni 1990 è stata la più grande colonia in Italia (Volponi, 2004; Volponi & CorMoNet.it, 2014).

In Italia quasi tutte le popolazioni di cormorano nidificano in luoghi con la presenza di vegetazione igrofila (Volponi, 1999; Ji et al., 2007). La nidificazione può avvenire in habitat come paludi inondate, sulle rive di fiumi o su piccoli isolotti nelle zone umide d'acqua dolce e nelle lagune (Marshall & Roberts, 1959; Hahn et al., 2007; Volponi & CorMoNet.it, 2014). I Cormorani prediligono costruire i loro nidi sugli alberi ad alto fusto come i pioppi bianchi (*Populus alba*), il salice bianco (*Salix alba*), l'olmo (*Ulmus sp.*) e il frassino (*Fraxinus sp.*) (Volponi & CorMoNet.it, 2014).

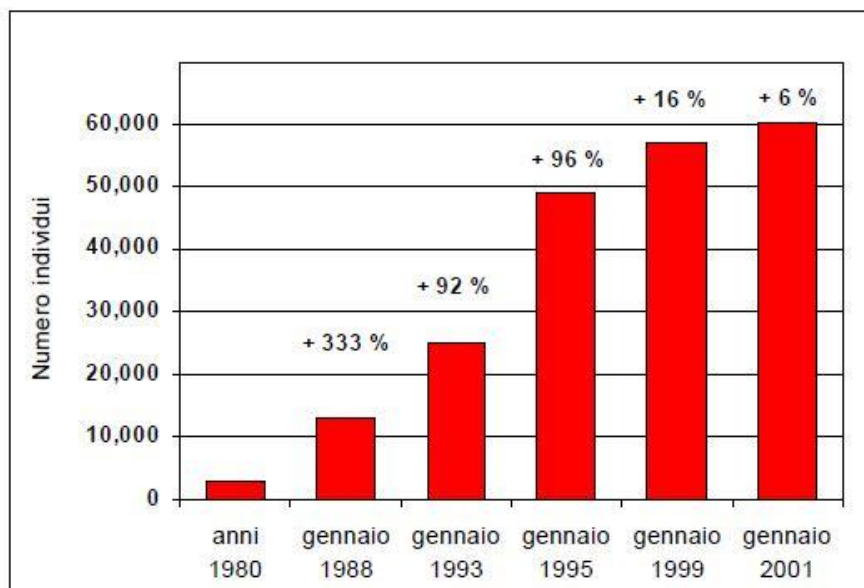


Figura 7 - Andamento dei contingenti svernanti censiti in Italia dagli anni 1980 (da Volponi, 2004)

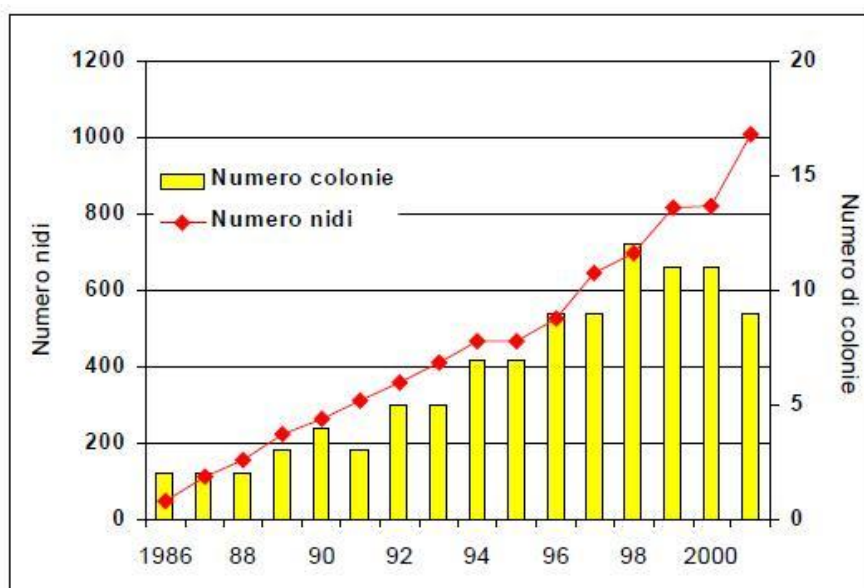


Figura 8 - Andamento della popolazione nidificante in Italia (da Volponi, 2004)

2.4 *Il cormorano in Sardegna*

Negli ultimi decenni nelle regioni del nord Europa per via di una quasi estinzione dei cormorani, sono state istituite alcune misure di protezione (Direttiva Uccelli UE 79/409/CEE; 97/49/CEE) per la salvaguardia della specie. Come conseguenza c'è stato un rapido incremento della popolazione di *P. c. sinensis*, registrato nelle aree di svernamento, come nell'area del Mediterraneo (Carss, 2003; Volponi & Addis, 2003).

La Sardegna, per le sue caratteristiche ambientali e per la relativa abbondanza di bacini lagunari e stagnali, registra, rispetto al restante territorio nazionale, la maggior concentrazione del contingente svernante di cormorani (Mocci Demartis, 1991; Volponi & Addis, 2003; Alea Ricerca & Ambiente, 2011; Buttu et al., 2013a).

In particolare le zone umide costiere della Provincia di Oristano sono una delle più importanti aree di svernamento per il cormorano in Italia (Baccetti, 1988; Volponi & Addis, 2003) e, probabilmente, nel Mediterraneo occidentale (Van Eerden & Munsterman, 1986; Schenk, 1997). In passato le zone umide della Provincia di Oristano sono state frequentate da una piccola popolazione di cormorano durante tutto l'anno. Questa era costituita da un numero di individui tra i 100 e i 200, presenti anche in estate, appartenenti alla piccola popolazione nidificante di Cabo Nieddu (Santa Caterina di Pittinuri), classificata come vulnerabile (Schenk, 1995; Schenk, 1997).

Durante i censimenti effettuati nel 2003, 2005, 2005 è emerso che la storica colonia situata a Cabo Nieddu è risultata vuota (Torre et al., 2005). Attualmente i cormorani stanziali in Sardegna sono presenti con piccoli numeri durante tutto l'anno, la maggior parte del contingente giunge sull'isola solo per svernare ed occupano con il maggior numero di individui le lagune situate nella parte centro-occidentale dell'isola (Alea Ricerca e Ambiente, 2011; Buttu et al., 2013a). In queste zone il numero massimo di cormorani è di solito registrato tra novembre e dicembre (Volponi & Addis, 2003; Alea Ricerca & Ambiente, 2011).

Nella metà degli anni '90 è stato osservato il picco massimo con una popolazione di circa 13685-15500 uccelli (Volponi & Addis, 2003). Di conseguenza, durante la stagione dello svernamento 1994-1996, l'amministrazione locale ha avviato un piano di controllo al fine di ridurre il numero di cormorani.

Questo si è tradotto essenzialmente con il disturbo e gli abbattimenti nei dormitori e nelle aree di alimentazione (Schenk, 1997). Anche se dopo il 1996 la popolazione di cormorani svernanti nella zona di Oristano è diminuito drasticamente, è recentemente tornato ai livelli dei primi anni '90 (Volponi & Addis, 2003).

In base al censimento effettuati nel 2011 nella metà di gennaio, il numero massimo di individui è stato pari a circa 13000 (Alea Ricerca & Ambiente, 2011; Buttu et al., 2013a). La crescita del numero di cormorani in prossimità delle acque di transizione produttive è un problema di grande preoccupazione tra i pescatori, che considerano il cormorano come un concorrente per la pesca. Il conflitto tra gli operatori della pesca e piani di conservazione degli uccelli infatti è aumentato nel corso del tempo (Heinimaa, 2007; Vetemaa et al., 2010).

Questo problema è particolarmente sentito in Sardegna (Addis & Cau, 1997). In questo contesto, le lagune di Cabras e di Mistras rappresentano circa il 30% di tutte le acque di transizione dell'intero territorio sardo e ospitano il maggior numero di cormorani svernanti dell'isola (Alea Ricerca & Ambiente, 2011; Buttu et al., 2013a). Inoltre, le lagune hanno un grande valore per il loro ruolo di zone di riproduzione e di *nursery* per molte specie di interesse commerciale (Cucco et al., 2012). E rappresentano uno dei più produttivi ambienti per la pesca in Sardegna (Cannas et al., 1997; Murenu et al., 2004).

2.5 Ipotesi di evoluzione futura della popolazione europea

Per la valutazione del tasso di accrescimento della popolazione, un importante parametro è l'età di prima deposizione della specie (Clobert & Lebreton, 1991). Secondo uno studio effettuato da Koertland nel 1942 in una colonia olandese, l'età di prima deposizione è compresa tra i 3 e i 5 anni; contrariamente a quanto emerso in un lavoro eseguito presso una colonia danese in cui l'età di prima deposizione avviene al primo anno (Bregnballe, 1996b).

L'esame critico dei parametri demografici permette di sottolineare una riproduzione relativamente precoce in un uccello di grande longevità come il cormorano, infatti, colpisce l'elevata fecondità di questo esemplare, spesso 2 pulcini allevati da ogni coppia all'anno (Del Hoyo et al., 1992). Quindi il forte tasso di crescita risulta dalla combinazione fra sopravvivenza e fecondità elevata.

I più recenti modelli per lo studio della dinamica della popolazione europea hanno dimostrato che in assenza di epidemie, frequenti rigidi inverni e/o di interventi per limitarne il numero della popolazione nidificante e/o svernante, la popolazione nidificante nei paesi dell'Europa centro-settentrionale dovrebbe continuare a crescere e poi assestarsi (Bregnballe et al., 2011).

Lo stesso modello ipotizza la crescita della popolazione complessiva (adulti + giovani) sino a 750000 (Bregnballe et al., 2011). Questo modello è stato elaborato per spiegare la dinamica di popolazione in tutto l'areale dell'Europa occidentale e pertanto, anche ammesso che le previsioni vengano rispettate su scala continentale, esso dice poco su quanto potrà accadere su scala locale. Tuttavia, lascia intuire che lo scenario complessivo prevede nei prossimi anni un ulteriore incremento della popolazione continentale. A livello locale (ovvero complessi di zone umide) in condizioni ambientali costanti si verificherà una progressiva stabilizzazione degli effetti su livelli pari o superiori a quelli attuali in rapporto all'odierno grado di saturazione dell'ambiente (Bregnballe et al., 2011).

2.6 Caratteristiche degli ambienti lagunari

Gli ambienti umidi della Sardegna (lagune costiere e stagni) hanno un elevatissimo valore naturalistico e rivestono una notevole importanza economica. La loro origine è legata prevalentemente alla particolare storia dell'isola. La grande maggioranza di questi ambienti sono localizzati nel golfo di Oristano, nel golfo di Palmas e nel golfo di Cagliari, zone coincidenti con ampie depressioni originate dalle modificazioni e movimenti della crosta terrestre. Lungo tutte le coste dell'isola sono distribuite zone umide di minore estensione, la cui genesi è dovuta all'espansione di corsi d'acqua a seguito dell'occlusione della foce per l'accumulo di detriti.

In Mediterraneo e in particolare in Italia, gli ambienti lagunari sono differenziati soprattutto sulla base di criteri climatologici, geografici e fisiografici. E' possibile comunque distinguere due grosse tipologie: le lagune e gli stagni costieri.

Nel 1994 Bjorn Kjerfve, considera le lagune come corpi d'acqua interni, caratterizzati da una ridotta profondità, generalmente orientati parallelamente alla costa, separati dall'oceano da una barriera, in comunicazione transitoria o permanente con il mare attraverso una o più foci.

Una laguna può essere o no soggetta agli effetti della marea, e la salinità può variare fortemente, in dipendenza del bilancio idrologico tra acque dolci ed acque salate. Altresi Brambati nel 1988 definisce una laguna costiera come un bacino costiero dominato dalle maree, separato dal mare da un cordone litorale (insieme di lidi), ma comunicante con esso attraverso bocche (foci) lagunari.

Per stagno costiero invece, s'intende un bacino costiero non dominato dalle maree, separato dal mare da un cordone litorale (freccia litorale, tombolo, ecc.), ma che può comunicare con esso attraverso dei varchi.

I termini "bacino", "mare", "lago", riferibili ad analoghe situazioni costiere, rientrano nei due tipi precedentemente definiti, a seconda della presenza o meno della marea.

Il termine palude ha invece un'accezione più ampia: può essere identificato in uno stagno costiero, e di regola è riservato ad acque dolci, stagnanti.

Tale classificazione, utile a superare le definizioni applicate localmente, si basa sulla natura delle dinamiche che hanno dato origine a tali ambienti. E' comunque essenziale ricordare che lagune e stagni si formano in presenza di abbondanti apporti terrigeni e di forte trasporto litoraneo. Sono dunque ambienti soggetti a continue dinamiche

strettamente connesse alle variazioni climatiche, dove si incontrano acque continentali e marine.

Dal punto di vista naturalistico Carrada & Fresi nel 1988 hanno definito le caratteristiche salienti degli ecosistemi lagunari. Pur sottolineando la specificità di ogni laguna, in generale e dal punto di vista ecologico, hanno individuato quattro caratteristiche:

1. *Elevata produttività*: le lagune sono caratterizzate da alti tassi di produzione primaria e secondaria. Ciò spiega in parte il tradizionale interesse economico sviluppato sullo sfruttamento economico commerciale delle risorse biologiche delle lagune.
2. *Complessità ecologica*: in questo caso non intesa come elevata diversità specifica, ma dovuta ad un'elevata diversità dei fattori ambientali, all'elevato grado di relazioni all'interno del sistema e tra questo ed i sistemi circostanti.
3. *Stabilità*: intesa come capacità del sistema di ritornare allo stato originario dopo una perturbazione. Pur essendo soggette a continue dinamiche fisiche, a fenomeni di distrofia, etc., le lagune tendono comunque ad esprimere un'elevata capacità di ristabilire quelle condizioni tipiche su cui si sono evolute le comunità biotiche che le caratterizzano.
4. *Molteplicità delle interfacce*: la laguna è caratterizzata dal punto di vista ecologico dalle connessioni col sistema continentale e con quello marino. Gli usi del territorio al contorno da parte dell'uomo, con la molteplicità degli impatti, hanno aumentato il numero delle interazioni, rendendo ancor più complesso il sistema.

L'importanza ecologica delle lagune costiere sta dunque nella loro specificità, risultato delle interazioni tra dinamiche continentali e marine.

Vivificare e conservare le lagune significa preservare, lungo la fascia costiera, zona nella quale sono concentrati gran parte degli impatti negativi delle attività umane, aree naturali che conservano ancora un alto grado di diversità biologica. Si tratta spesso di residui di 'mondo naturale' che sono stati mantenuti proprio per la natura degli usi che l'uomo ne ha fatto. Fra questi, la pesca e l'acquacoltura estensiva hanno rappresentato nel tempo il caso più concreto di utilizzo compatibile con la conservazione delle zone umide.

Quando l'acquacoltura estensiva è stata impostata con i criteri codificati della Vallicoltura, è stata l'acquacoltura stessa lo strumento di conservazione attiva delle zone umide. La Vallicoltura, la cui caratteristica principale è rappresentata dalla semina del

novellame di mugilidi, orate, spigole e ceche si è sviluppata nelle lagune costiere dell'Adriatico per la presenza di imponenti superfici d'acqua e di particolari condizioni ambientali tra le quali il dislivello di marea, che può raggiungere un metro di altezza facilitando il ricambio idrico, gioca un ruolo fondamentale. Nella vallicoltura, i pescatori che dipendono dai concessionari, gestiscono l'attività di pesca che viene svolta quasi esclusivamente attraverso l'uso dei lavorieri.

Le caratteristiche ecologiche delle lagune e degli stagni costieri della Sardegna consentono di esercitare esclusivamente l'attività di pesca attraverso sistemi fissi quali i lavorieri, e sistemi mobili come la pesca vagantiva con reti, trappole e fiocine. La gestione deve essere mirata all'ottimizzazione della pesca sia che si voglia avere una resa in termini di biomassa che in termini economici. Valutare la gestione della pesca attraverso i soli dati quantitativi delle rese può essere un primo approccio, ma è chiaro che per valutare con ragionevole sicurezza una situazione di sotto o sovrasfruttamento sono necessari altri metodi.

La gestione della pesca in laguna paragonata a quella in mare sembrerebbe molto più semplice per almeno due ragioni: le lagune sono collegate al mare da uno o più canali attrezzati o attrezzabili per la pesca, ciò previene la fuga di esemplari adulti che o vengono catturati o muoiono nell'ambiente, e permette inoltre la rimonta nelle lagune del novellame per svolgere la fase trofica. Eccetto rari casi in ambienti di questo tipo non sembra difficile quantificare lo sforzo di pesca e stimare le catture per unità di pesca (Cau, 1990).

La fauna ittica di interesse commerciale nelle lagune costiere mediterranee è composta principalmente da specie eurialine, il cui numero e la cui abbondanza varia a seconda dell'ambiente e dipende dalla rimonta naturale dal mare. Le specie sfruttate sono però solo una parte di quelle presenti, e conviene subito sottolineare che anche quelle non economicamente importanti giocano un ruolo fondamentale nella rete trofica e negli equilibri dell'ecosistema lagunare. La composizione qualitativa, come detto, varia da area ad area: le lagune Italiane rappresentano quindi solo un esempio che va verificato di volta in volta.

E' possibile dividere le specie presenti nelle lagune in almeno tre gruppi :

- 1) specie migratrici-occasionalì. Sono presenti saltuariamente e con pochissimi esemplari, perlopiù appartenenti alle seguenti famiglie: Sparidae

Mullidae, Belonidae, Carangidae, Triglidae. La loro importanza economica è normalmente molto scarsa;

2) specie sedentarie: passano la totalità della loro vita nelle lagune. Queste specie sono le più numerose nelle lagune più profonde e con maggiori scambi con il mare. Ritroviamo in questo gruppo membri delle famiglie: Atherinidae, Engraulidae, Syngnathidae, Gobiidae, Cyprinodontidae, e Gasterosteidae. Il loro interesse commerciale è scarso, ma rappresentano nodi importantissimi della rete alimentare e costituiscono il “*pabulum*” di altre specie di interesse commerciale;

3) specie migratrici-colonizzatrici temporanee: possono rappresentare fino al 100% del popolamento di una laguna, soprattutto di certe lagune con acqua molto bassa. Sono qui incluse specie migratrici permanenti (non possono compiere il loro ciclo vitale in laguna), quali l'orata (*Sparus aurata* (L., 1758)), la spigola o branzino, (*Dicentrarchus labrax* (L., 1758)); i Mugilidi (cefalo, *Mugil cephalus* (L., 1758)); cefalo bosega, (*Chelon labrosus* (Risso, 1827)); cefalo calamita, (*Liza ramada* (Risso, 1826)); cefalo dorato, (*Liza aurata* (Risso, 1810)); cefalo verzelata, (*Liza saliens* (Risso, 1810)); l'anguilla (*Anguilla anguilla* (L., 1758)) e specie migratrici occasionali (in alcune lagune possono compiere il loro ciclo vitale in laguna, in altre circostanze debbono uscire) quali *Atherina boyeri* (Risso, 1810 e *Gobius niger* (L., 1758)). A questo gruppo appartengono anche i pesci piatti (Pleuronectidae (passera pianuzza, *Platichthys flesus luscus* (Pallas) (L., 1758); Soleidae (sogliola, *Solea solea* (Quensel, 1806)) e Scophthalmidae (rombo liscio, *Scophthalmus rhombus* (L., 1758)), ma queste specie sono presenti solo saltuariamente. Importanti dal punto di vista commerciale, almeno sul mercato Italiano, sono i Crostacei *Carcinus estuarii* (in muta o la femmina con uova), *Crangon crangon* e *Palaemon sp.*

Le specie migratrici permanenti sono le più importanti ai fini della pesca e dell'acquacoltura. Esse provengono da aree di riproduzione situate anche molto lontano dalla costa. Per quanto riguarda la pesca, essa sfrutta i movimenti migratori delle specie ittiche tra mare e laguna e viceversa. Possiamo distinguere i seguenti periodi: I) entrata attiva o passiva a fine autunno inizio primavera; II) permanenza estiva; III) esodo attivo a fine estate inizio inverno.

Risulta difficile generalizzare il periodo di migrazione per le diverse specie, sia a causa di fattori biologici quali metabolismo, ritmi interni, e fattori genetici, sia a variazioni

regionali legate a fattori micro e macro ambientali. E' comunque possibile, per la maggior parte delle lagune Italiane, schematizzare il seguente calendario di migrazione:

- 1) rimonta in autunno-inverno: Mugilidi (*L. ramada*) (uscita fine estate-autunno-inverno), (*M. cephalus*, *Li. saliens*, *L. aurata*) (uscita: fine estate inizio autunno); anguilla (*A. anguilla*) (uscita fine autunno inizio inverno); soleidi (*S. solea*) (uscita primavera); rimonta in inverno: moronidi (*D. labrax*) e sparidi (*S. aurata*) (uscita inverno);
- 2) rimonta inverno-primavera: pleuronectidi (*Platichthys flesus*) (uscita: fine estate-inverno);
- 3) rimonta primavera-inizio estate: sparidi (*Diplodus sargus* L., 1758, *Diplodus annularis* L., 1758, *Diplodus Vulgaris* Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) (uscita metà estate-inverno); mugilidi *C. labrosus*) (uscita: fine primavera).

2.6.1 *Metodi di predazione e tipologia di prede*

Gli uccelli ittiofagi tuffatori si nutrono di prede bentoniche direttamente sul fondale o negli strati più bassi della colonna d'acqua e di prede pelagiche situate negli strati medi e superiori, utilizzando tecniche diverse di comportamento (Tremblay & Cherel, 2000).

Durante la predazione delle specie pelagiche i cormorani cacciano in immersione e investono la gran parte del tempo alla ricerca di aggregazioni di pesce (Davoren et al., 2003a-b). Conseguentemente devono acquisire informazioni dagli altri individui al *roost* (dormitorio) (Information Center Hypothesis) oppure cambiare di continuo la zona di alimentazione (Ward & Zahavi, 1973).

Gli ittiofagi comunicano tra loro e ottengono le informazioni sulle aree ricche di cibo semplicemente seguendo gli altri individui (Burger, 1997). Molti autori hanno evidenziato che in alcuni casi le informazioni sulle aree di foraggiamento sono reperite anche da specie ittiofaghe differenti (Grover & Olla, 1983).

Al contrario per quanto riguarda il reperimento delle specie bentoniche i cormorani ottengono le informazioni sulle esperienze acquisite nei siti (Davoren et al., 2003a-b). Infatti, le prede bentoniche sono caratterizzate da batimetrie e caratteristiche del fondale prevedibili (scarsa mobilità e basse velocità) (Davoren, 2000; Carscadden & Wilhjalmsson, 2002), dotate solo di comportamenti anti-predatori basati sulla mimetizzazione (McFall, 1990) a differenza delle specie pelagiche le cui aggregazioni sono temporanee e imprevedibili (Carscadden & Wilhjalmsson, 2002).

Durante il periodo riproduttivo alcuni lavori hanno dimostrato la necessità dei cormorani di un maggior quantitativo di prede in relazione al fabbisogno energetico superiore che deriva dalla prole. Ciò nonostante si evidenzia una preferenza (60-75%) per le specie bentoniche, anche in caso la densità delle prede siano minori rispetto alla disponibilità delle specie pelagiche (Grémillet et al., 2004; Buttu et al., 2014 *submitted*). Nonostante vi sia un più basso valore energetico delle specie bentoniche rispetto a quelle pelagiche, il divario calorico viene colmato ma una predazione maggiore di prede di fondale catturate (Hislop et al., 1991; (Grémillet et al., 2004). Infatti, è stato segnalato che la distribuzione spaziale delle specie bentoniche a differenza di quelle della colonna d'acqua non è dispersiva e costituisce così una più facile cattura da parte dei predatori (Litzow et al., 2000; 2002).

L'alimentazione del cormorano viene anche influenzata dall'ecologia delle prede, Watanuki et al., 2004 hanno messo in evidenza come questi ittiofagi hanno la capacità di variare le abitudini alimentari a seconda dei tipi di prede presenti nell'area di foraggiamento effettuando catture sia a batimetrie basse sia a batimetrie più alte (Grémillet et al., 1998).

La predazione del cormorano può avvenire solitaria o in gruppo (pesca sociale). La prima è soggetta a costi energetici elevati e più dispendiosi (Enstipp et al., 2007). Diversamente, è stato dimostrato che in risposta al comportamento di aggregazione delle prede, quando i cormorani cacciano mediante pesca sociale riescono ad ottenere più specie predate per un minor dispendio energetico (Lekuona & Campos, 1997a-b; Hughes et al., 1999).

Nel 1974 Ross, ha evidenziato la tendenza del cormorano a consumare le prede in superficie, soprattutto quelle di grandi dimensioni a differenza di quelle più piccole che possono essere consumate anche in immersione (Grémillet et al., 1998; Strod et al., 2003). Va comunque segnalato che questi dati sono stati ottenuti in situazioni sperimentali e che in natura le condizioni ecologiche dell'area di alimentazione possono svolgere un ruolo determinante (Cosolo, 2006).

3 CONFLITTO TRA CORMORANI E PESCA

I cormorani del genere *Phalacrocorax* sono opportunisti e generalisti (Carss, 2003), predatori ittiofagi in grado di nutrirsi di una vasta gamma di specie ittiche (e non) che catturano lungo le acque costiere poco profonde (Johnsgard, 1993; Lindell, 1997; Grémillet et al., 2004), nelle acque dolci lacustri e fluviali (Bearhop et al., 1999) e negli ambienti produttivi di acquacoltura sia tradizionali/estensivi che artificiali/intensivi (Díaz López et al., 2008; Buttu et al., 2013a). L'incremento numerico e l'espansione territoriale da parte delle popolazioni di cormorani dove presenti nella gran parte dei paesi europei ha portato l'aumento del numero dei conflitti sia con gli operatori della pesca dell'acquacoltura che con la pesca commerciale e ricreativa (Bildsøe et al., 1998; Suter, 1995). Gli uccelli ittiofagi sono infatti da sempre considerati dei competitori per la risorsa ittica e causa di ingenti perdite di specie ittiche commerciabili (Russell et al., 1996).

Nel Paleartico occidentale, le ragioni del conflitto nascono sia per il consumo diretto di specie ittiche commerciali o rare, sia per gli effetti indiretti come le modifiche al comportamento (Moerbeek et al., 1987), conseguenza di ferite subletali ai pesci (Davies & Feltham, 1997), diffusione di malattie e/o parassiti che incrementano la mortalità naturale o riducono il valore commerciale del pescato (Carss et al., 2003; Volponi, 2004). In letteratura vengono riportati casi accertati di danneggiamento alle reti e/o ai pesci presi con le reti, così come i casi documentati di impatto considerevole in impianti di acquacoltura e piccoli corpi d'acqua (van Dam & Asbirk, 1997). Non da meno, a seconda della fonte dei dati, la perdita economica annua dovuta alla predazione operata dai cormorani negli anni 90' era stimata in oltre 163 milioni di ECU (Unità di Conto Europea - European Currency Unit) per la perdita di specie ittiche commerciali durante l'inverno (Adamek et al., 1997) per quanto riguarda la pesca commerciale. Per identificare e quantificare l'impatto del cormorano si deve tener conto delle diverse situazioni ambientali. A tal proposito sono state identificate tre tipologie ambientali: aree umide costiere, fiumi e bacini adibiti ad acquacoltura (Osieck, 1991).

Ambienti naturali – La predazione da parte dei cormorani a livello europeo per quanto riguarda gli ambienti naturali non sembra determinare l'impoverimento degli stock ittici (Noordhuis et al., 1997; Suter, 1999). Alcuni studi hanno però sottolineato le difficoltà

nell'ottenere dei risultati assoluti, asserendo che la valutazione delle interazioni fra il cormorano e le popolazioni ittiche risulta piuttosto complicata (van Rijn & Platteew, 1996; Keller et al., 1997; Stempniewicz et al., 1998). Le cause sono legate principalmente alla complessità ecologica di questi ambienti e alle difficoltà di quantificare la composizione e i cambiamenti a livello degli stock ittici, sui quali agisce una moltitudine di fattori (Feltham et al., 1999) (Fig.9).

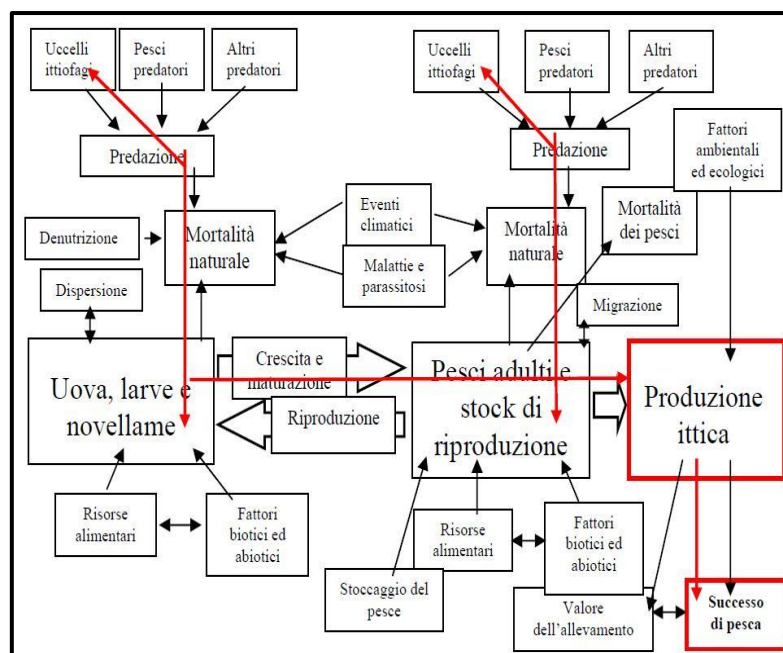


Figura 9 - Fattori che regolano le comunità ittiche e che determinano l'entità del prodotto finale dell'attività di pesca e di allevamento ittico. La linea rossa indica la predazione da parte degli uccelli ittiofagi (mod. da Cowx, 2003).

Un altro fattore molto importante riguarda le modifiche della qualità delle acque che determinano le alterazioni delle comunità ittiche. Una di queste è l'eutrofizzazione, in costante aumento nei compendi ittici, che genera evidenti alterazioni delle comunità a livello di composizione di specie e classi di età. Anche la vegetazione presente sui fondali risente di queste modificazioni causando effetti negativi (van Dobben, 1995). Alcuni autori hanno segnalato che questo tipo di fenomeno determina presenze molto numerose di Cormorani. (Suter, 1997; Engström, 2001).

Allevamenti ittici – Feltham et al. nel 1999 e Cowx nel 2003 hanno evidenziato come l'attività delle popolazioni di cormorano negli allevamenti ittici determinano un impatto

variabile, in quanto ogni sito presenta caratteristiche ecologiche ed antropiche differenti. Un ruolo molto importante come quello dei fattori biotici in queste specifiche aree determina un differente comportamento sia delle specie ittiche e sia nel comportamento di alimentazione da parte dei cormorani (Jobling, 1995). Rispetto agli ambienti naturali però, negli allevamenti ittici gli interventi antropici hanno in molti casi un effetto maggiore delle variabili ecologiche (Cosolo, 2009).

Gli interventi gestionali all'interno di queste aree svolgono un ruolo essenziale e allo stesso tempo costituiscono un problema importante, legato alla periodica variazione dei livelli idrici, l'elevato grado di artificialità, il degrado dei bacini e l'eccessivo sfruttamento delle risorse ittiche (Cosolo, 2006). Questi fattori influiscono in modo consistente sulla composizione delle comunità presenti nei bacini di allevamento, e determinano una complessiva riduzione del pescato. (Carss et al., 2003).

Molti autori hanno dimostrato che nelle diverse aree umide europee analizzate e caratterizzate da un diverso grado di naturalità, nelle zone utilizzate per gli allevamenti ittici è presente la maggiore densità di cormorani (Carss et al., 2003). Tra questi i bacini di stoccaggio dove l'elevata densità delle specie ittiche può determinare carenza alimentare e anossia e se non adeguatamente protetti, possono subire la perdita di buona parte del prodotto ittico per via del numero eccessivo di cormorani attirati in questo tipo di aree (Marion, 1997a-b; Feltham et al., 1999). In alcuni casi si è evidenziato il quasi completo depauperamento degli *stock* (Carss & Marquiss, 1996; Pilcher & Feltham, 1997).

Se andiamo a valutare che le perdite maggiori sono rappresentate dalle prede di piccola taglia (Melotti et al., 1997), viene sottolineato come la diversa morfologia e dimensione dei pesci allevati possano determinare l'entità delle perdite (Draulans, 1988; EIFAC, 1989).

4 MATERIALI E METODI

4.1 Area di studio

Le aree di studio esaminate, nello specifico sei lagune situate in diversi punti della Sardegna (Fig. 10), sono state scelte sulla base di monitoraggi (censimenti) pluriennali dei cormorani. Questi sono stati effettuati nel triennio 2012-2015, al fine di valutare e identificare i dormitori o le aree di alimentazione con il maggior numero di specie ittiofaghe e nello specifico la specie del Grande Cormorano *P. c. sinensis* presenti nei vari compendi presi in esame.

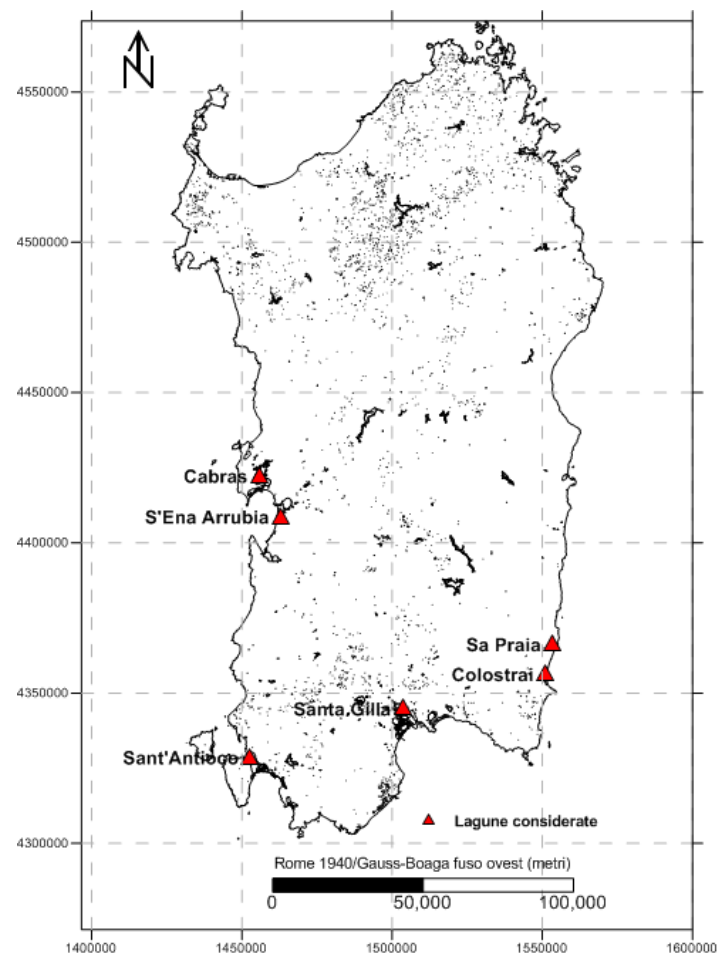


Figura 10 – Carta topografica delle Lagune sarde esaminate.

Lo studio è stato condotto:

1. nel complesso delle Lagune di Cabras e Mistras che si trovano nel settore settentrionale dell'ampio golfo di Oristano (Figg. 10-11);
2. nella laguna di S'Ena Arrubia, situata a Sud-Est di Oristano, tra la piana di Arborea ed un cordone dunale costiero (Figg. 10-12);
3. nella laguna di Sant'Antioco, situata nella Sardegna sud-occidentale in prossimità dell'istmo di Sant'Antioco, e si affaccia nel Golfo di Palmas (Figg. 10-13);
4. nello stagno di Santa Gilla), situato nell'estrema parte meridionale della fossa del Campidano di Cagliari (Figg. 10-14);
5. nello stagno di Colostrai, collocato nel settore sud-orientale costiero della Sardegna, in prossimità del villaggio di S. Priamo (Figg. 10-15);
6. nello stagno di Sa Praia, si trova nella costa sud-orientale della Sardegna, immediatamente a sud di Porto Corallo (Figg. 10-16).

4.1.1 *Laguna di Cabras e laguna di Mistras*

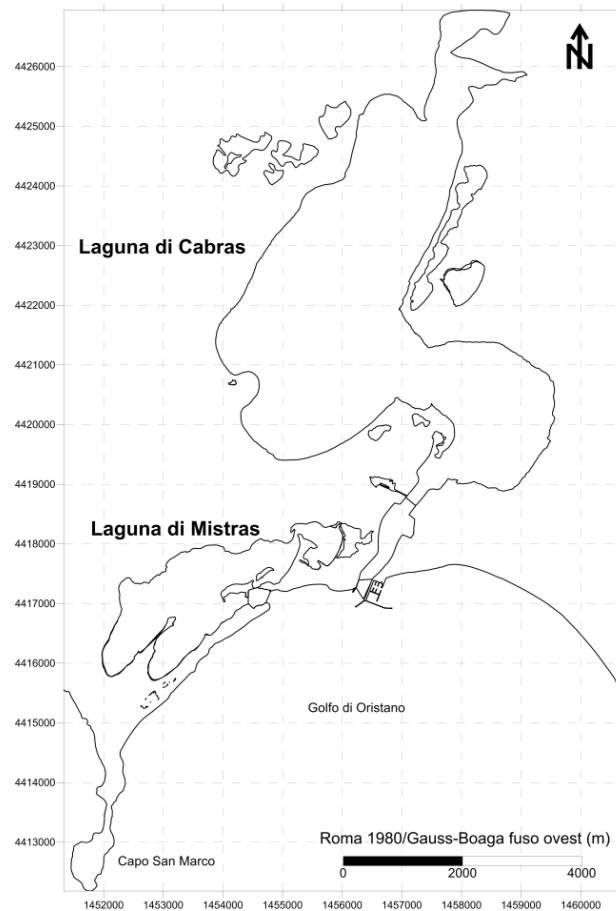


Figura 11 - Carta topografica della Laguna di Cabras e della laguna di Mistras.

Tabella 3 - Parametri geografici e normative di tutela della Laguna di Cabras.

PARAMETRI GEOGRAFICI	NORME E PROPOSTE DI TUTELA
Provincia: Oristano	Sito Ramsar D.M. 03/04/78
Comune: Cabras	Zona Protezione Speciale art.4 Dir. 79/409 CEE
Coordinate: WGS84, 39°57' N; 08°29'E	Sito Interesse Comunitario RAS Progetto BioItaly ITB000034
if. I.G.M.I. Fg. 528 sez. III, IV	Piano Territoriale Paesistico N° 9 1993 Zona 2a
Superficie: 2228 ha	Riserva Naturale ex L.R. 31/1989
Proprietà: Privata	Istituti venatori: Oasi di protezione faunistica e di cattura
Codice: INFS OR01M	

Lo studio è stato condotto nel complesso della Laguna di Cabras (39° 57' N 08° 29' E) e della Laguna Mistras (39° 54' N 08° 27' E), che si trovano nel settore settentrionale dell'ampio golfo di Oristano (Sardegna, Italia) (Figg. 10-11).

La laguna di Cabras è uno dei principali sistemi salmastri (circa 2228 ettari) del Mar Mediterraneo occidentale. Il bacino riceve una fornitura di acque dolci per mezzo di due affluenti, il Rio Mare Foghe nella parte settentrionale e il Rio Tanui nella parte meridionale.

La profondità media è di circa 1.7 m, con un'ampiezza di marea di circa 20 cm (Cucco et al., 2012). I fondali sono prevalentemente fangosi e solo in pochissimi tratti sabbiosi. La comunicazione con il mare attualmente avviene attraverso il “canale scolmatore” che, lungo circa 2.5 km e di larghezza e profondità variabile lungo il percorso, fu costruito per ovviare ai danni provocati dallo straripamento delle acque nei periodi di piena.

Per le sue caratteristiche la laguna di Cabras è stata classificata quale Zona Umida d'Importanza Internazionale ai sensi della convenzione di Ramsar (ZUII), e pertanto inserito fra le aree sensibili in base all'art. 18 del D.L. 152/99, nonché designato come Zona di Protezione Speciale (ZPS) ai sensi della Direttiva 79/409/CEE e proposto quale Sito d'Importanza Comunitaria (SIC) ai sensi della Direttiva 91/43/CEE. L'importanza del comprensorio di Cabras è giustificata dal fatto che lo stagno e gli stagni laterali ad esso connessi sotto un punto di vista ecologico fanno parte della stessa unità sistemica. Per questo motivo ogni evento naturale o artificiale che altera lo *status* di ognuna delle parti, inevitabilmente interessa, in termini più o meno intensi ed in tempi più o meno lunghi, tutte le altre. Pertanto il valore ecologico degli stagni laterali corrisponde, dipende ed è regolato da quanto succede nello Stagno di Cabras e viceversa.

La laguna di Cabras può essere suddivisa in quattro settori naturali in base alla salinità e alla profondità: la zona sud, la zona centrale, la zona nord e il canale esterno (Franco et al., 1987).

La maggior parte della laguna ha una profondità inferiore ai 60 cm, mentre la profondità massima si ha nel settore centrale e il canale esterno di circa 2.5-3 m. La profondità media è di circa 1.2 m (Cataudella et al., 1995).

La pesca nello Stagno generalmente viene effettuata mediante la pesca ai lavorieri e la pesca vagantiva:

- *Pesca ai lavorieri*: si pratica solo in corrispondenza dei sistemi di cattura fissi, chiamati appunto lavorieri, posti in corrispondenza della bocca a mare dello stagno. La funzione principale del lavoriero è quella di catturare gli individui che nei periodi di migrazione tendono a riprendere la via del mare (De Angelis, 1967; Tesch, 1977). Altra funzione è quella di permettere la rimonta di novellame nello stagno garantendo il ricambio idrico (De Angelis, 1967; Tesch, 1977). Il sistema tipo di un lavoriero è costituito da un doppio sbarramento a forma di V. Il primo ha l'apice volto verso il mare ed è seguito da un secondo coassiale che insieme al primo determina uno spazio a forma di freccia nel quale si accumulano i pesci durante la loro calata verso il mare.

- *Pesca vagantiva*: chiamata così perchè viene svolta in vari punti dello stagno. Nello stagno di Cabras questo tipo di pesca è praticato utilizzando sia reti da posta che trappole. Tra le trappole usate nello stagno di Cabras, si segnalano i bertavelli che non hanno bisogno di essere innescate: i pesci vi si imbattono naturalmente durante i loro spostamenti o perchè condotti dalla corrente. I bertavelli sono strutture a maglia molto stretta dotate di una bocca larga che va restringendosi sino all'ultima sacca da cui il pesce non può uscire e sono attrezzi utilizzati soprattutto per la pesca di specie quali *A. anguilla* e *A. boyeri*, difficili da catturare con le reti semplici.

Le reti da posta utilizzate dagli operatori del compendio sono generalmente reti semplici, costituite da un solo telo e per questo dette anche schiette o nude.

La laguna di Mistras è un sistema marino-iperhalino di circa 450 ha, caratterizzata dall'assenza di acqua dolce dai fiumi. Quest'area si trova nel settore settentrionale dell'ampio Golfo di Oristano e risulta confinante a nord con la laguna di Cabras, da cui risulta separato tramite un ampio cordone sabbioso.

Lo scambio d'acqua con il mare è dovuto principalmente alle variazioni microtidali (Tigny et al., 2007; Magni et al., 2008).

Il bacino ha una forma stretta e allungata e si sviluppa parallelamente alla costa. L'origine della laguna è da mettere in relazione con l'emersione di alcuni cordoni sabbiosi di recente formazione che hanno racchiuso tratti di mare durante la trasgressione versiliana avvenuta 6500 anni fa.

L'area stagnale risulta separata dal mare da questi depositi sabbiosi, interrotti per 300 metri in corrispondenza della bocca a mare della Peschiera di Mistras, che assicura un discreto ricambio idrico, anche se durante i periodi estivi l'acqua marina stenta ad entrare dentro l'area stagnale con conseguente aumento della salinità (Camboni, 1995).

Le acque del bacino, in base ai valori dei parametri chimici e biologici rilevati, risultano oligotrofiche (Sechi, 1982). La laguna è inserita tra le "aree costiere di interesse botanico nella redazione dei Piani Paesistici della Sardegna" (Camarda, 1989), e nel "sistema di aree di interesse botanico per la salvaguardia della biodiversità floristica della Sardegna" (Camarda, 1995). Per quanto riguarda la fauna ittica presente nelle due aree, questa è costituita prevalentemente da specie appartenenti alla famiglia dei Mugilidae: *L. ramada*, *L. aurata*, *L. saliens*, *M. cephalus*, sono presenti le specie: *D. labrax* della famiglia Moronidae, *S. solea* (Soleidae) e *A. anguilla* (Anguillidae).

La laguna è designata come zone di protezione speciale (Direttiva della Commissione Europea Uccelli 79/409/CEE) e sito di importanza comunitaria (direttiva europea 92/43/CEE).

La popolazione di Cormorani ha stabilito la loro colonia in un dormitorio rappresentato da quattro piccole isole situate all'interno del compendio nel settore nord-orientale della laguna, mentre utilizza la laguna di Cabras come area di alimentazione. L'attività di alimentazione inizia poco dopo l'alba, quando cormorani lasciano i dormitori per i siti di foraggiamento e finisce al tramonto, quando gli individui ritornano di nuovo ai dormitori.

4.1.2 *Laguna di S'Ena Arrubia*

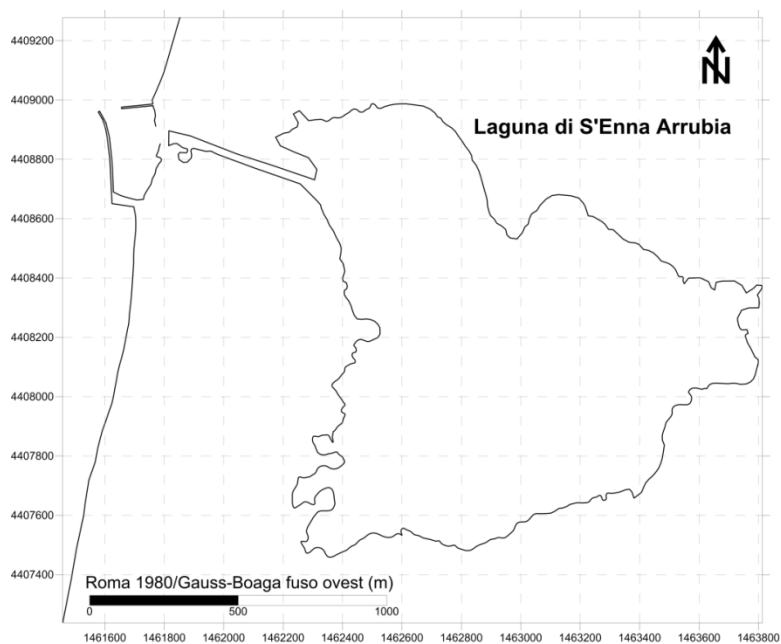


Figura 12 - Carta topografica della Laguna di S'Ena Arrubia

Tabella 4 - Parametri geografici e normative di tutela della Laguna di s'Ena Arrubia

PARAMETRI GEOGRAFICI	NORME E PROPOSTE DI TUTELA
Provincia: Oristano	Sito Ramsar N. IT016 D.M.: 17/06/77
Comune: Arborea	Zona Protezione Speciale ZPS ITB034001
Coordinate: WGS84, 39°49'N; 08°34'E	Sito Interesse Comunitario RAS Progetto BioItaly ITB030016 Sito Natura 2000
Rif. I.G.M.I. Fg. 528 sez. II	Piano Territoriale Paesistico 9 - Tavola 528_II
Superficie: 190 ha	Riserva Naturale ex L.R. 31/1989
Proprietà: Privata	Istituti venatori: Oasi di protezione faunistica e di cattura
Codice: INFS OR0212	

La laguna di S'Ena Arrubia è situata nel Golfo di Oristano, lungo la costa centro-occidentale della Sardegna (Figg. 10-12).

Funge da bacino di raccolta per le acque della bonifica di Arborea. La comunicazione con le acque del Golfo è regolata da un canale artificiale.

L'area è caratterizzata da depositi del Quaternario del Pleistocene e dell'Olocene.

La laguna di S'Ena Arrubia è stata definita come "l'unico relitto dello Stagno del Sassu", che venne bonificato tra il 1934 ed il 1937, con altri 200 piccoli stagni e paludi per una superficie complessiva di circa 3000 ha. La laguna, che costituiva la parte terminale del Sassu, fu trasformata in un bacino indipendente alimentato non più da immissari naturali (convogliati altrove come il Rio Mogoro), ma da tre canali artificiali. La laguna è delimitata ad ovest dal cordone litorale, a nord dai depositi alluvionali del Tirso, a sud dai terreni sabbiosi che costituiscono la bonifica di Arborea, mentre a est l'idrovora del Sassu ne interrompe la continuità con l'area bonificata dell'originario Stagno di Sassu. La sua profondità varia da 40 cm a 1.40 metri circa ed i fondali sono prevalentemente fangosi. Comunica con il mare attraverso un'unica bocca, protetta da una scogliera.

Il bacino si è formato su un ampio avvallamento in terreni alluvionali ed eolici, in una pianura invasa dalle acque dolci dell'entroterra.

La laguna è un sito Ramsar, nonché una Zona di Protezione Speciale (ZPS, designata ai sensi della Direttiva 79/409/CEE "Uccelli selvatici" – ITB034001 "Stagno di S'Ena Arrubia") e un Sito di Importanza Comunitaria Direttiva Habitat 92/43/CEE – ITB030016, è altresì individuato come riserva naturale ai sensi della L.R. n°31/89.

A causa della grande quantità di scarichi agricoli e zootecnici, convogliati nello stagno, le acque risultano avere un elevato grado di trofia. Per tali motivi si verificano spesso situazioni di distrofia, con conseguenti morie della fauna ittica (Cau & Murenu, 2008).

Come evidenziato nel Rapporto relativo all'Inventario dei Biotopi della R.A.S. (AA.VV., 1994) prima della realizzazione della nuova bocca a mare l'ittiofauna era prevalentemente composta da Ciprinidi (*Cyprinus carpio* L., 1758 e *Tinca tinca* L., 1758), Mugilidi e Anguille. Successivamente la realizzazione delle opere, la laguna si è arricchita di altre specie pregiate. Le specie ittiche più comuni ad oggi sono risultate essere: *M. cephalus*, *L. ramada*, *L. saliens*, *L. aurata*; *D. labrax* (la spigola) risulta essere abbondante nei pressi della bocca a mare insieme agli Sparidi minori (*D. annularis*, *D. vulgaris*).

Le sogliole, le triglie e le orate allo stadio adulto risultano essere scarse. *A. boyeri* risulta essere diffusa in tutta la laguna (Sbarcati Cooperativa Sant'Andrea, 2014).

4.1.3 *Laguna di Sant'Antioco*

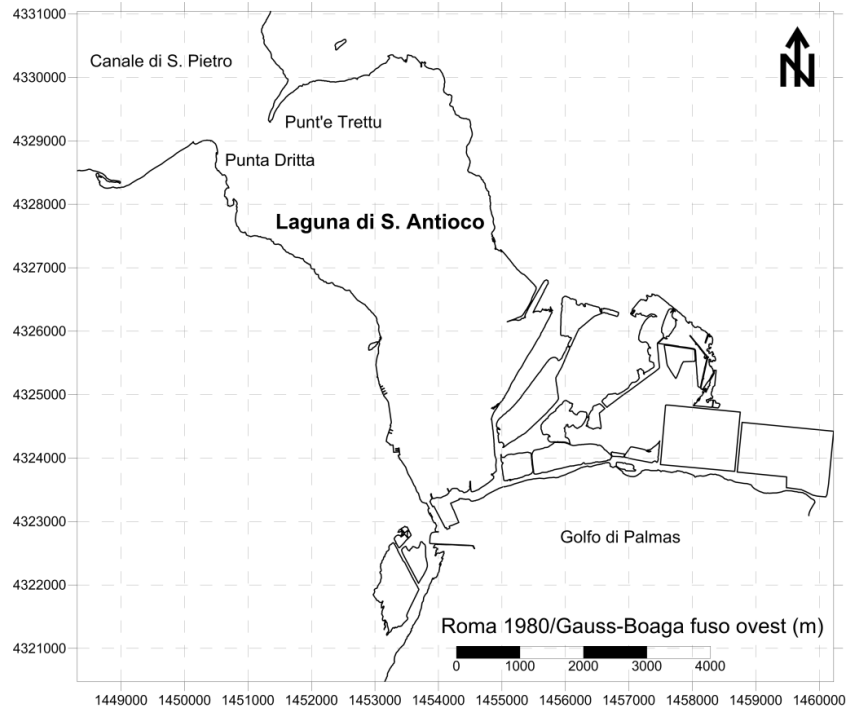


Figura 13 - Carta topografica della Laguna di Sant'Antioco

Tabella 5 - Parametri geografici e normative di tutela della Laguna di Sant'Antioco

PARAMETRI GEOGRAFICI	NORME E PROPOSTE DI TUTELA
Provincia: Carbonia-Iglesias	Sito Ramsar: No
Comune: Sant'Antioco	Zona Protezione Speciale: No
Coordinate: WGS84, 39°04'N; 08°30'E	Sito Interesse Comunitario SIC ITB042223; Sito Natura 2000
Rif. I.G.M.I. Fg. 564 sez. II,III	Piano Territoriale Paesaggistico: Ambito 5 - Tavola 564_II, 564_III
Superficie: 660 ha	Riserva Naturale ex L.R. 31/1989
Proprietà: Demaniale	Istituti venatori: No
Codice: INFS CA2304	

La laguna di Sant'Antioco si colloca nella Sardegna sud-occidentale, nei pressi dell'istmo di S. Antioco, e si affaccia sul Golfo di Palmas (Figg. 10-13).

L'area lagunare di circa 660 ha, risulta delimitata a nord dall'istmo che collega l'isola di S. Antioco alla terraferma, ad ovest dalla stessa isola di S. Antioco e ad est dai territori di San Giovanni Suergiu, Tratalias, Giba e Villarios, mentre risulta separata dal mare da un esteso cordone sabbioso che corrisponde alla penisola di Corru Longu e di Su Caderanu. Litologicamente il substrato geologico della regione è costituito dal complesso vulcanico riolitico e riodacitico riferibile al ciclo calco-alcalino del Miocene inferiore. Sopra tali litologie giacciono coperture alluvionali antiche e recenti, nonché depositi di spiaggia recenti ed attuali. Di particolare rilevanza geologico-strutturale riveste il braccio di mare che separa l'area lagunare dall'isola di S. Antioco, che rappresenta un'area di sprofondamento riferibile alla tettonica distensiva Plio-Quaternaria, e dunque correlabile con il graben del Campidano.

La dinamica delle correnti marine che regola la distribuzione dei sedimenti in questo tratto di costa ha dato luogo alle formazioni di estesi cordoni sabbiosi emersi in seguito alle fluttuazioni del livello del mare riferibili alle ultime fasi trasgressive e regressive del Pleistocene. L'origine della laguna è da mettere in relazione proprio con l'emersione di uno di questi cordoni di sabbia emersi durante l'ultimo evento trasgressivo versiliano.

Gli sbocchi naturali dell'area lagunare e stagnale esistenti nel cordone di spiaggia che consentivano il ricambio idrico per opera delle correnti di marea e delle mareggiate, sono stati sbarrati, e sostituiti da due nuove comunicazioni con il mare in corrispondenza degli sbocchi del canale circondariale che contorna tutta l'area lagunare. Tali aperture sono poste una ad est, parallelamente alla foce del Rio Palmas, l'altra ad ovest, in prossimità dell'istmo di S. Antioco.

La profondità massima della laguna si aggira intorno ai 2 metri, mentre gli apporti idrici da parte dei corsi d'acqua sono assicurati dal Rio Palmas, dal Rio Sassu e dai numerosi canali di bonifica che costituiscono una fitta rete di drenaggio intorno alla zona.

Il Rio Palmas, principale immissario del sistema lagunare, drena una superficie di circa 460 Km² e nasce nei pressi del M.te Orri (722 m). Dopo un percorso di circa 40 km sfocia a sud delle Saline di S. Antioco. Il Rio Palmas è in realtà il risultato della confluenza di diversi corsi d'acqua: il Rio Gutturu Punti; il Rio Mannu di Narcao; il Rio Mannu di Santadi; il Rio di Piscinas. Attualmente la sua portata idrica e la quantità di

materiale trasportato è notevolmente diminuita in seguito alla costruzione dello sbarramento di M.te Pranu, progettato nel 1933 con lo scopo di regolare le piene.

La laguna è stata fortemente condizionata dall'intervento antropico che si è manifestato attraverso la costruzione di argini provvisti di chiuse che delimitano le vasche evaporanti e le caselle salanti. La parte meridionale dell'area stagnale è stata adibita a peschiera (peschiera di Palmas), che un tempo comprendeva tutta la laguna, la cui produttività è stata notevolmente danneggiata dall'inquinamento causato dagli scarichi urbani ed agricoli. Inoltre tutta l'area lagunare è interessata da una fitta rete di strade che alterano profondamente l'assetto naturale della laguna.

Le specie ittiche più comuni in laguna ad oggi sono risultate essere: *M. cephalus*, *L. ramada*, *L. saliens*, *L. aurata*; *D. labrax* (la spigola) risulta essere abbondante nei pressi della bocca a mare insieme agli Sparidi minori (*D. annularis*, *D. vulgaris*). Le sogliole, le triglie e le orate allo stadio adulto risultano essere scarse mentre il latterino *A. boyeri* risulta essere diffusa in tutta la laguna.

4.1.4 *Laguna di Santa Gilla*

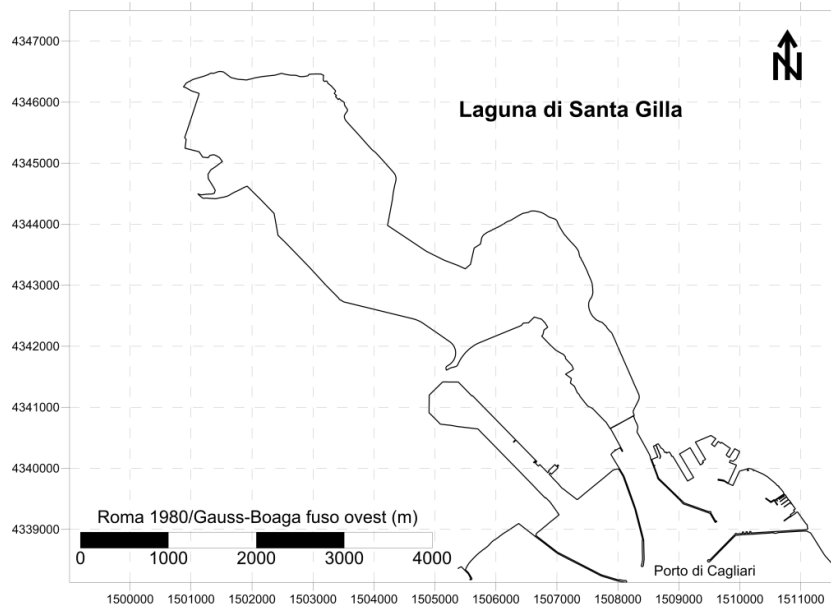


Figura 14 - Carta topografica della Laguna di Santa Gilla

Tabella 6 - Parametri geografici e normative di tutela della Laguna di Santa Gilla

PARAMETRI GEOGRAFICI	NORME E PROPOSTE DI TUTELA
Provincia: Cagliari	Sito Ramsar: N. IT018 D.M. 01/08/77
Comune: Cagliari, Assemini, Capoterra, Elmas	Zona Protezione Speciale: ZPS ITB040003;
Coordinate: WGS84, 39°12'N; 09°02'E	Sito Interesse Comunitario SIC ITB040023; Sito Natura 2000
Rif. I.G.M.I.: Fg. 557 sez. III; Fg. 566 sez. IV	Piano Territoriale Paesaggistico: Ambito 1 - Tavole 557 III, 566 IV
Superficie: 2940 ha	Riserva Naturale ex L.R. 31/1989
Proprietà: Demaniale, privata.	Istituti venatori: Oasi di protezione faunistica e di cattura
Codice: INFS CA1302, CA1303, CA1304	

La laguna di Santa Gilla si estende per circa 13 km² ed è posizionata sulla costa sud della Sardegna, in prossimità della città di Cagliari e dei porti storici e industriali che trattano diversi tipi di traffici (Figg. 10-14). Territorialmente ricade nei comuni di Cagliari, Assemini, Elmas e Capoterra.

La morfologia attuale della laguna è il risultato di una serie di modifiche iniziate circa 200 anni fa e tutt'ora non ancora ultimate. In particolare, questi cambiamenti hanno riguardato la sua estensione, il lungomare e il bacino di utenza dei principali affluenti delle acque continentali, le opere di bonifica del Cixerri e Fluminimannu (metà del 1900), l'attuazione delle saline di Contivecchi (1920), l'istituzione del grande complesso industriale di Macchiareddu-Grogastu (1960) e, infine, la costruzione del Porto Canale (porto industriale, 1970) (Cottiglia, 1995).

Nella parte Sud la laguna comunica con il Mar Mediterraneo attraverso il limitato canale della Scafa lungo 10 km, mentre la parte nord è influenzata dagli *input* fluviali (Degetto et al., 1997). Effettivamente, la laguna costituisce il bacino scolante di un insieme di 4 corsi d'acqua dei quali i principali sono il Flumini Mannu (superficie del bacino di 1779 km²), ed il Rio Cixerri (superficie 618 km²). Tra quelli minori il più significativo è il Rio di Sestu (superficie bacino 115 km²), mentre per quanto riguarda lo stagno di Capoterra l'immissario principale è il Rio di Santa Lucia (superficie 130 km²). Il sistema idrografico comprende anche altri affluenti secondari rappresentati dal Riu Meloni, Riu Sa Murta e Riu Is Molentis. La portata media fluviale complessiva è di 12 m³·s⁻¹ con picchi di 30 m³·s⁻¹ in inverno (Frontalini et al., 2009).

Questi importanti corsi d'acqua inoltre apportano alla laguna grandi quantità di materiali fini che si distribuiscono e depositano sui fondali della stessa. Il sedimento è composto infatti prevalentemente da fango (60%), argilla (43%) e limo (17%) (Frontalini et al., 2009). La profondità media è di 100 cm, la massima 200 cm lungo il canale navigabile. Il ricambio di acqua risulta più veloce nel bacino sud (2-3 giorni) rispetto al bacino più interno (8-12 giorni) (Degetto et al., 1997; Frontalini et al., 2009). Nel complesso le acque della laguna sono classificabili come meso-polialine, anche se va fortemente sottolineata la forte variazione stagionale della salinità (Carrada, 1987).

La laguna è una delle più importanti zone umide in Sardegna ed è considerata Zona a Protezione Speciale (Direttiva 79/409/CEE), Zona Umida di Importanza Internazionale dalla Convenzione di Ramsar (D.M. 03/09/1980), Riserva Naturale (L.R. 31/1989) e Sito di Interesse Comunitario (Direttiva 143 92/43/CEE), Oasi permanente

di protezione faunistica e di cattura (L.R. 23/98). Nonostante la sua importanza, la laguna di Santa Gilla è stata per caratterizzata da una contaminazione di diversa natura: inquinamento microbiologico e organico dovuto agli scarichi urbani dell'adiacente città di Cagliari e inquinamento chimico derivato principalmente dagli scarichi dell'area industriale di Macchiareddu-Grogastu.

Le specie ittiche più comuni abbondanti nella laguna sono: *M. cephalus*, *L. ramada*, *L. saliens*, *L. aurata*; *D. labrax*, *D. vulgaris*, *L. mormyrus*, *Sarpa salpa* (L., 1758), le sogliole, le triglie allo stadio adulto risultano essere scarse. *A. boyeri* e *G. niger* risultano essere molto diffusi in tutta la laguna.

4.1.5 *Laguna di Colostrai*

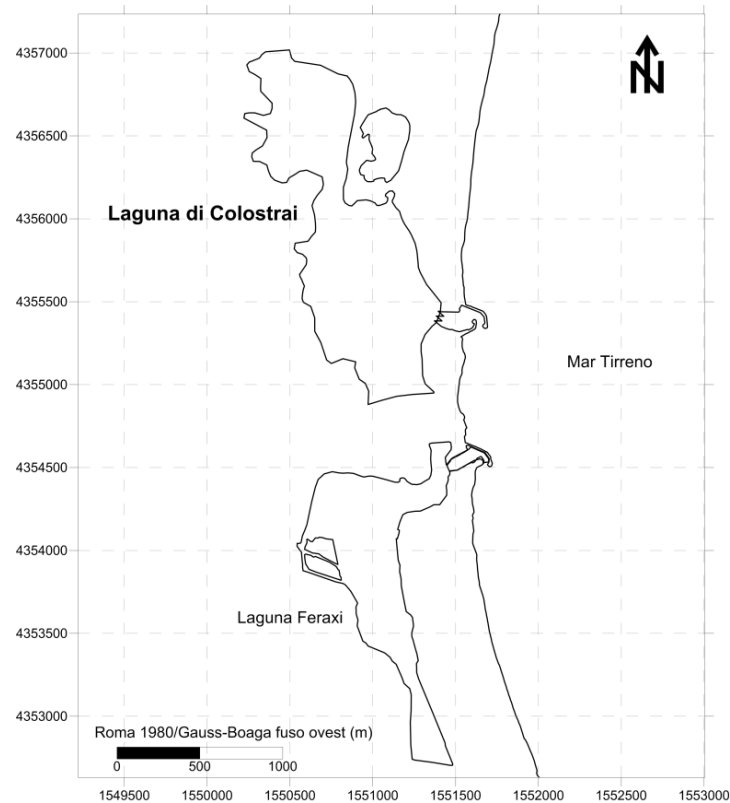


Figura 15 - Carta topografica della Laguna di Colostrai

Tabella 7 - Parametri geografici e normative di tutela della Laguna di Colostrai

PARAMETRI GEOGRAFICI	NORME E PROPOSTE DI TUTELA
Provincia: Cagliari	Sito Ramsar No
Comune: Muravera	Zona Protezione Speciale ZPS ITB043025;
Coordinate: WGS84, 39°20'N; 09°35'E	Sito Interesse Comunitario SIC ITB040019; Sito Natura 2000
Rif. I.G.M.I. Fg. 558 sez. I	Piano Territoriale Paesistico Ambito 26 - Tavola 558 I
Superficie: 122ha	Riserva Naturale ex L.R. 31/1989
Proprietà: privata.	Istituti venatori: Oasi di protezione faunistica e di cattura
Codice: INFS CA0408	

La laguna di Colostrai ha una superficie complessiva di 122 ha (Cataudella, 2001). Lo specchio d'acqua è situato nel comune di Muravera a circa 10 km dal centro abitato (Figg. 10-15). È formato da due bacini principali che sono intercomunicanti, disposti lungo una direttrice Sud-Nord. Collegato al bacino situato a sud, che risulta essere anche il più esteso, in posizione Nord-Est rispetto a questo si trova un terzo bacino di piccole dimensioni (circa 11 ha) (Cataudella, 2001).

Le origini dello stagno sono datate sin dagli anni '40, quando venne deviato il corso terminale del Rio Picocca, il quale finì per riempire la depressione presente alle spalle della spiaggia di Cristolaxeddu.

La profondità media del bacino si attesta intorno al mezzo metro con punte massime di 1 metro. I fondali sono prevalentemente sabbiosi, anche se sono presenti in zone molto ristrette ghiaie e sabbie (Cau & Murenu, 2008).

Le acque dolci che arrivano alla laguna derivano principalmente dal Rio Picocca sia mediante un canale che intercetta il suddetto Rio a circa 3 km dalla foce, sia attraverso una derivazione dello stesso Rio a circa 400 m dalla foce. Il flusso d'acqua può essere regolato attraverso delle chiaviche.

La laguna è collegata al mare tramite una bocca situata a S-E del bacino principale. Il canale di collegamento ha una grandezza di 150 m circa, e largo 100 m ai lavorieri. Un tempo profondo circa 1.5 m ma attualmente è interessato da fenomeni di insabbiamento (Cau & Murenu, 2008).

Lo stagno di Colostrai è un Sito di Importanza Comunitaria (SIC ITB040019, individuato ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" – "Stagno di Colostrai e delle Saline"). Il sito è sotto tutela paesaggistica (Art. 136. D.Lgs. 42/2004), inserito come riserva naturale ai sensi della L.R. n°31/89 e definito come oasi permanente di protezione faunistica e di cattura con la L.R. n°23/98).

La laguna, di proprietà privata, è stata affidata alla Cooperativa dei Pescatori di San Giovanni di Muravera per concessione dalla Regione per l'esercizio dell'attività di pesca. Le specie ittiche maggiormente presenti nel compendio sono appartenenti alla famiglia dei Mugilidi (*M. cephalus*, *L. ramada*), degli Sparidi (*S. aurata*, *D. vulgaris* e *D. annularis*) e del Moronidae (*D. labrax*). Altre specie presenti in minor numero sono: *Lithognathus mormonis* (L., 1758, *S. salpa*, *G. niger*, *S. vulgaris*).

4.1.6 *Stagno di Sa Praia*

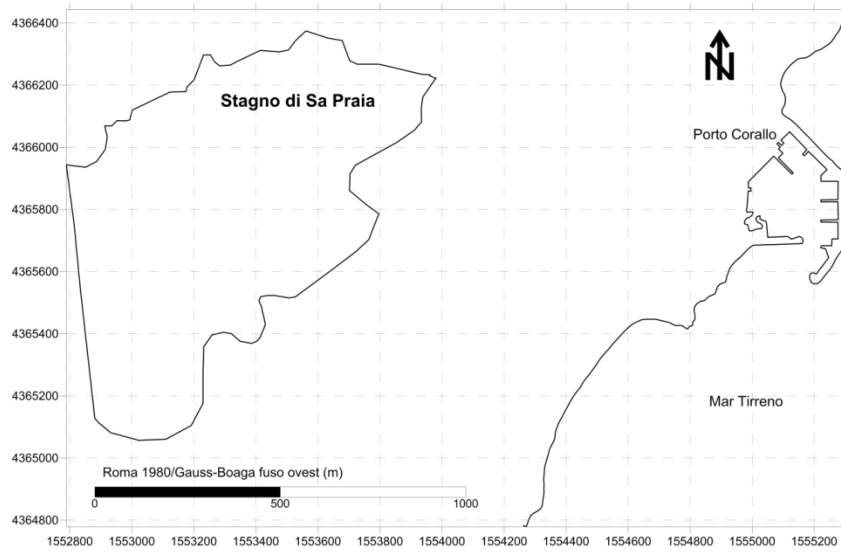


Figura 16 - Carta topografica della Laguna di Sa Praia

Tabella 8 - Parametri geografici e normative di tutela della Laguna di Sa Praia

PARAMETRI GEOGRAFICI	NORME E PROPOSTE DI TUTELA
Provincia: Cagliari	Sito Ramsar No
Comune: Muravera, Villaputzuillaputzu	Zona Protezione Speciale No
Coordinate: WGS84, 39°20'N; 09°35'E	Sito Interesse Comunitario SIC ITB040018; Sito Natura 2000
Rif. I.G.M.I. Fg. 549 sez. II	Piano Territoriale Paesistico Ambito 25 - Tavola 549_III
Superficie: 86 ha	Riserva Naturale ex L.R. 31/1989
Proprietà: Demanio.	Istituti venatori: No
Codice: INFS CA0403	

Lo Stagno di Sa Praia è situato in provincia di Cagliari nel comune di Villaputzu. Ha una superficie di circa 86 ha, con una forma allungata seguendo una direttrice NE-SO (Figg. 10-16).

La profondità media del compendio è di circa 1-1.5 m e il substrato è costituito da materia fangosa o fangoso-sabbioso in alcuni tratti (Cau & Murenu, 2008).

Lo stagno col tempo è andato a isolarsi a causa della costruzione di argini, predisposti lungo il tratto terminale del Flumendosa e del Rio Gironi, fino a determinare un marcato interrimento. All'inizio degli anni '80 si intrapresero i primi lavori di bonifica che hanno riguardato in particolare l'escavo di ampi tratti dello stagno proprio al fine di recuperare le zone soggette di tale interrimento. La bonifica è stata intrapresa anche per migliorare la regolazione degli apporti continentali e della comunicazione con il mare (Cau & Murenu, 2008).

Il Rio Gironi (affluente del Flumendosa) è l'unico apporto di acque dolci allo stagno, il quale vi è stato collegato attraverso la costruzione di alcune chiaviche artificiali.

Lo stagno di Sa Praia non è più in comunicazione diretta con il Flumendosa a causa dell'interrimento del canale esistente (AA.VV., 1994).

La comunicazione col mare avviene mediante un lungo canale di circa 1.2 Km, il quale sbocca a sud della diga meridionale di Porto Corallo (AA.VV., 1994).

L'area stagnale ricade all'interno del Sito di Importanza Comunitaria (SIC ITB040018, individuato ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" Foce del Flumendosa – Sa Praia). Lo stagno è sottoposto a tutela paesaggistica dall'Art. 136. D.Lgs. 42/2004, protetto come riserva naturale ai sensi della L.R. n°31/89 e viene inserito tra le aree sensibili individuate dalla Direttiva 271/91/CE e dall'Allegato 6 del D.Lgs. 152/99.

I popolamenti ittici alla foce del Flumendosa sono prevalentemente specie appartenenti alla famiglia dei Mugilidi in particolare *C. labrosus*, *L. ramada* e *M. cephalus*, mentre una più vasta varietà specifica è presente all'interno dello stagno di Sa Praia, dove sono presenti oltre a specie di Mugilidi anche specie tipicamente marine, quali *L. mormyrus*, *S. salpa*, *Diplodus sp.* (Cau & Murenu, 2008).

4.2 Monitoraggio e censimenti

Il rilevamento ornitologico delle specie impattanti come il Cormorano nelle zone umide è stato effettuato attraverso il conteggio diretto degli individui che vengono identificati sui dormitori, sui posatoi, in volo oppure attraverso la ricerca dei nidi quando presenti.

Le difficoltà che si incontrano durante i censimenti non sono tuttavia legate solo alla corretta identificazione delle specie oggetto di indagine, ma sono legate anche al contesto ambientale dell'area di studio, alle condizioni meteorologiche di variabilità stagionale e di visibilità, e assai più importante alla quantificazione dei contingenti che spesso risulta assai problematica.

Le principali difficoltà riscontrate durante i monitoraggi sono state legate soprattutto a due fattori:

1. La diversa contattabilità degli individui in relazione a diversi fattori (condizioni meteo, stagione dell'anno, distanza dall'operatore e orario della giornata);
2. L'elevata mobilità che contraddistingue questa specie unita all'elevato numero di individui che si involano nello stesso momento.

Al fine di pianificare un monitoraggio efficace della specie nei diversi compendi ittici, si sono effettuati dei sopralluoghi nelle diverse zone umide atti a verificare la presenza dei cormorani ed identificare i luoghi ottimali adatti al conteggio degli stessi. Il monitoraggio è stato effettuato nel triennio 2012-2015 con frequenza bimensile, durante il periodo di svernamento annuale (ottobre-marzo) della popolazione di cormorani che giunge in Sardegna, secondo le seguenti due metodologie:

- Censimenti in continuo dei cormorani presenti nei compendi ittici ed osservazioni su eventuali spostamenti degli stessi in direzione di altre zone di alimentazione;
- Censimenti dei cormorani presso i dormitori eventualmente presenti nella zona.

Le aree monitorate sono state individuate in 6 lagune presenti in diverse zone della Sardegna:

1. Laguna di Cabras e laguna di Mistras;
2. Laguna di S'Ena Arrubia;
3. Laguna di Sant'Antioco;
4. Laguna di Santa Gilla;
5. Stagno di Colostrai;
6. Stagno di Sa Praia.

Nel periodo da ottobre 2014 a febbraio 2015 sono stati effettuati mensilmente i censimenti dei Cormorani presso i dormitori e presso le aree di foraggiamento situate nelle diverse lagune precedentemente descritte e oggetto dello studio, al fine di identificare il numero di cormorani presenti nei vari compendi ittici.

Il conteggio della popolazione viene effettuato all'involo (momento in cui gli individui abbandonano il *roost*) dal sito dormitorio, e viene svolto alle prime luci dell'alba con l'ausilio di adeguate strumentazioni ottiche (binocolo 10x40, cannocchiale 10/60x e videocamera in risoluzione HD). Il rilevatore giunge sul posto circa 1 ora prima dell'alba ed attende l'involo che avviene generalmente ai primi chiarori (Coleman & Richmond, 2007). Tutti i posatoi utilizzati dai cormorani sono quasi sempre completamente circondati dall'acqua (Munsterman & Van Eerden, 1991).

Il monitoraggio nei siti di alimentazione avviene rilevando con cadenza di ogni due ore, a partire dalle ore 8.00 per finire alle ore 16.00, i contingenti di cormorani presenti nei compendi di pesca e l'attività in cui risultano impegnati (alimentazione, riposo e spostamenti).

Nei compendi ittici di grandi dimensioni i monitoraggi avvengono in collaborazione con i gestori dei compendi che, condizioni meteomarine permettendo, accompagnano in barca il rilevatore nei bacini lagunari-stagnali.

Tutti i *roost* sono stati censiti anche la sera dopo che tutti gli animali sono ritornati al dormitorio, al fine di eliminare eventuali sovrastime della popolazione.

Per facilitare il compito dell'operatore si è provveduto ad adottare una scheda di rilevazione standardizzata, corredata di una serie di voci aggiuntive atte a fornire il maggior numero di informazioni utili ad inquadrare l'evoluzione dei diversi posatoi

(Figg. 17-18). Nella scheda di censimento è pure inserita un'immagine da satellite o da CTR (Carta Tecnica Regionale) (Fig. 19), al fine di poter mappare mensilmente i punti di osservazione utilizzati dall'operatore e le dimensioni del dormitorio al momento del conteggio in diverse zone dei compendi, evidenziando eventuali contrazioni o espansioni della superficie colonizzata.

Le direzioni di volo degli stormi di cormorani nella fase di involo e di rientro al dormitorio vengono indicate sulla mappa con l'ausilio di frecce orientate. La consistenza numerica in relazione alla direzione di provenienza viene a sua volta indicata in tabella insieme alle condizioni metereologiche della giornata di monitoraggio (vento, pioggia, nuvolosità, sole) ed eventuali NOTE da compilare in caso di eventi particolari avvenuti durante la giornata. Tali informazioni infatti, possono rivelarsi molto utili all'elaborazione di un quadro generale dell'utilizzo dei diversi corpi idrici da parte dei cormorani per scopi trofici.

La tabella e le figure (Tab. 12; Figg. da 31 a 35) riassuntive, successivamente esposte nei risultati, contengono una sommaria elaborazione dei dati rilevati ed i numeri relativi sono da intendersi come numeri presenti in un dato compendio ittico in quella fascia oraria ed in quella determinata attività. L'eventuale differenza nel numero degli animali rilevati al dormitorio e quelli invece conteggiati nei compendi ittici è da attribuirsi alla dispersione degli stessi animali dopo l'involo e al fatto che alcuni contingenti si spostano verso altre zone umide come canali, fiumi o verso il mare, nel quale molti animali stazionano.

Le schede di monitoraggio opportunamente compilate vengono raccolte e subito dopo il conteggio i dati vengono archiviati in un foglio elettronico per le successive elaborazioni.

Il valore del coefficiente non-parametrico (r_s) di Kendall, (1938) è stato calcolato tra i valori standartizzati dei censimenti nei diversi anni di indagine al fine di valutare la significatività dell'incremento della popolazione.


SCHEDA DI MONITORAGGIO CORMORANI 2014-2015												Data: _____			Osservatore: _____		
DORMITORI ore 6.00-7.30										Ora di arrivo: _____							
Punto numero																	
N. individui																	
Ora involo																	
ATTIVITA'																	
Punto osservazione																	
ore 8.00		pesca															
inizio:		riposo															
fine:		volo															
Punto osservazione																	
ore 10.00		pesca															
inizio:		riposo															
fine:		volo															
Punto osservazione																	
ore 12.00		pesca															
inizio:		riposo															
fine:		volo															
Punto osservazione																	
ore 14.00		pesca															
inizio:		riposo															
fine:		volo															
Punto osservazione																	
ore 16.00		pesca															
inizio:		riposo															
fine:		volo															

Figura 17 - Scheda di rilevazione giornaliera

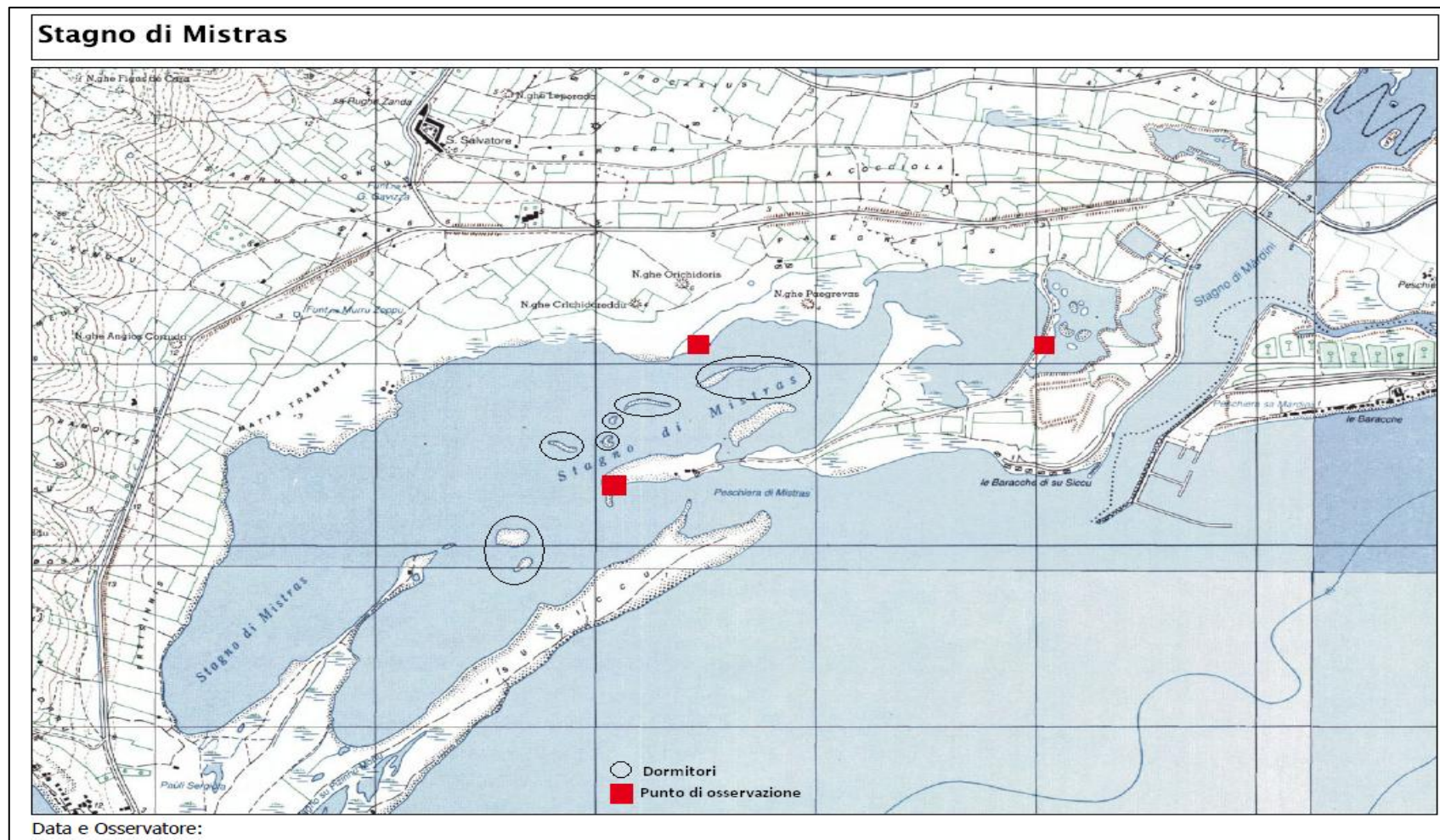


Figura 19 - Carta Tecnica Regionale della Laguna di Mistras con evidenziati i punti di osservazione durante i censimenti e i diversi dormitori presenti nel compendio ittico

4.3 Analisi della dieta

Al fine di valutare la consistenza numerica degli individui di cormorano che stazionano nel periodo di svernamento nelle aree limitrofe alle lagune esaminate, sono stati individuati i principali dormitori e posatoi presenti. Dai sopralluoghi effettuati sul territorio in una prima fase della ricerca i dormitori sono risultati essere delle piccole isole all'interno della laguna (Fig. 20) o alberi situati sulle sponde dei compendi ittici.

Ai fini della valutazione della dieta dei cormorani e del possibile impatto della specie sull'ittiofauna delle lagune, si è scelto di prendere in considerazione, i posatoi principali. La scelta è stata effettuata tenendo conto di differenti fattori quali il numero più elevato di boli alimentari rinvenuti, l'eventuale presenza della terraferma sotto ai posatoi e del facile accesso ai dormitori, che in molti casi è risultato ostico.

Il campionamento si è svolto durante il triennio 2012-2015 e più specificatamente nel periodo compreso tra ottobre e marzo.

Per studiare la dieta del Cormorano nelle diverse lagune è stato utilizzato il metodo dell'analisi dei boli alimentari o borre (Duffy & Laurenson, 1983; Jobling & Breiby, 1986; Johnstone et al., 1990; Zijlstra, 1993; Carss, 1997).

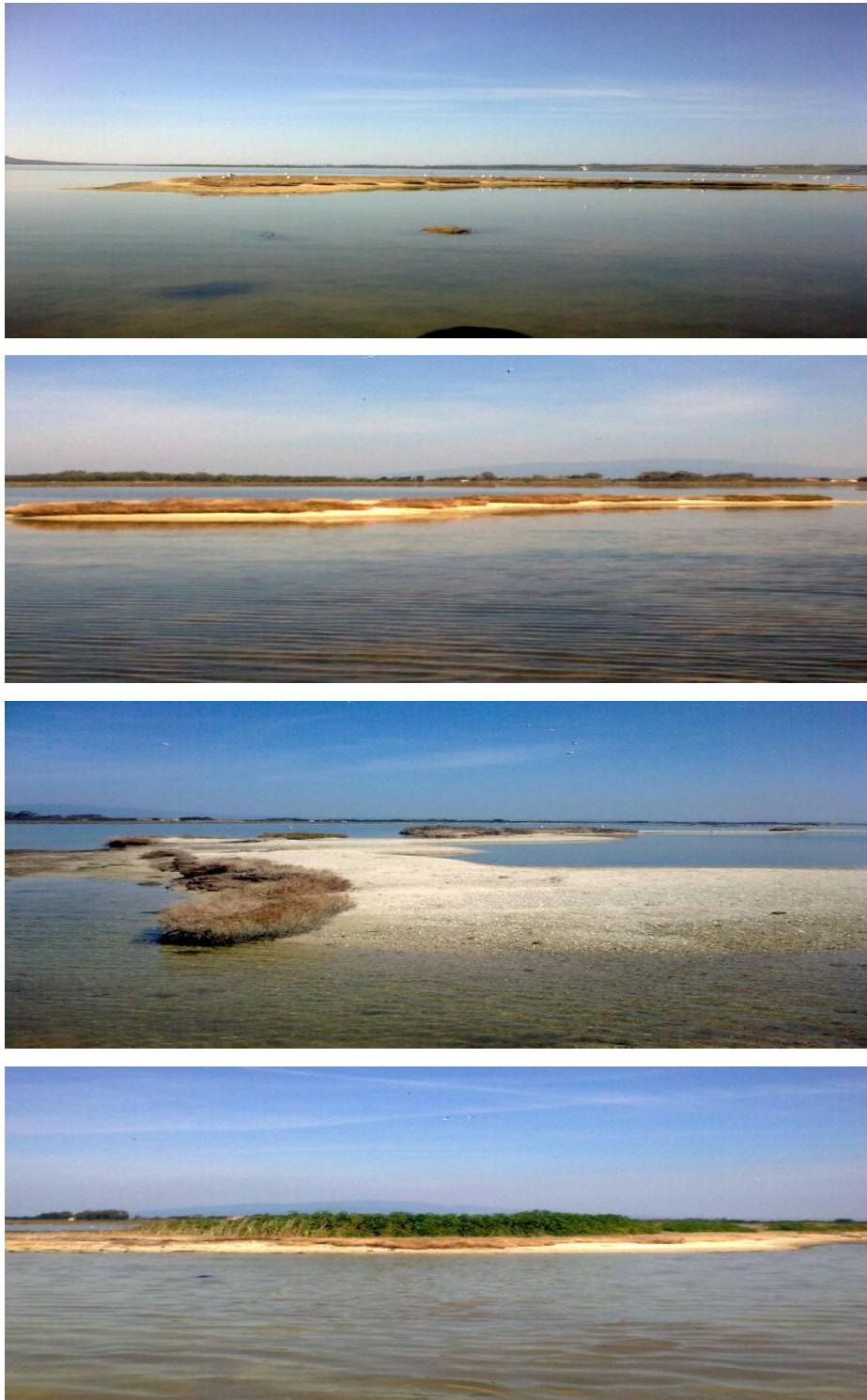


Figura 20 - Isole dormitorio situate all'interno dei compendi ittici esaminati.

I boli alimentari sono composti dai resti non digeriti delle prede e vengono rigurgitati dalla bocca in genere durante le ore di riposo notturno (Ainley et al., 1981; Zijlstra & Van Eerden, 1995) (Fig. 21). I cormorani producono una borra ricoperta di muco, la quale contiene i resti dei pesci consumati (Veldkamp, 1995a), con molta probabilità una volta al giorno (Cherubini & Mantovani, 1997), indipendentemente dal numero di pasti effettuati (Zijlstra & Van Eerden, 1995).

La raccolta di un campione di borre numeroso e rappresentativo (Gagliardi et al., 2003), offre la possibilità di determinare il numero e le specie dei pesci consumati dai singoli individui, oltre che di stimarne la biomassa complessivamente prelevata.

La determinazione della specie e la ricostruzione delle dimensioni dei pesci predati è basata rispettivamente sull'osservazione della morfologia e sull'analisi di alcuni parametri dimensionali di parti dure quali otoliti, *chewing pad*, ossa faringee e altri elementi che si possono rinvenire nei campioni poiché non vengono digerite.

Gli otoliti, concrezioni calcaree del condotto uditivo interno dei pesci, le ossa faringee e mandibolari e le vertebre sono gli elementi più spesso utilizzati per risalire al tipo di pesce predato da uccelli ittiofagi (Martucci & Consiglio, 1991; Martucci et al., 1993) mediante l'utilizzo di formule di regressione specie specifiche (Harkonen, 1986; Costa, 2003) (Figg. 18-19). Relazioni tra lunghezza e peso delle specie predate permettono di convertire i dati ottenuti in termini di biomassa consumata (Van Eerden & Zijlstra, 1997; Veldkamp, 1995a; Zijlstra & Van Eerden, 1995).



Figura 21 - Bolo alimentare di cormorano

Nei pesci ossei (teleostei) in ogni individuo vi sono tre coppie di otoliti che differiscono per localizzazione, forma, dimensione, funzione e ultrastruttura, sono chiamate *sagitta*, *asteriscus* e *lapillus* (Fig. 22). In questo studio sono stati considerati gli otoliti di tipo sagittale, che vengono rinvenuti nella parte inferiore del sacco vestibolare e sono più grandi. Da questo punto in poi con il termine generico di otolite si farà riferimento al tipo *sagitta* (Fig. 23).

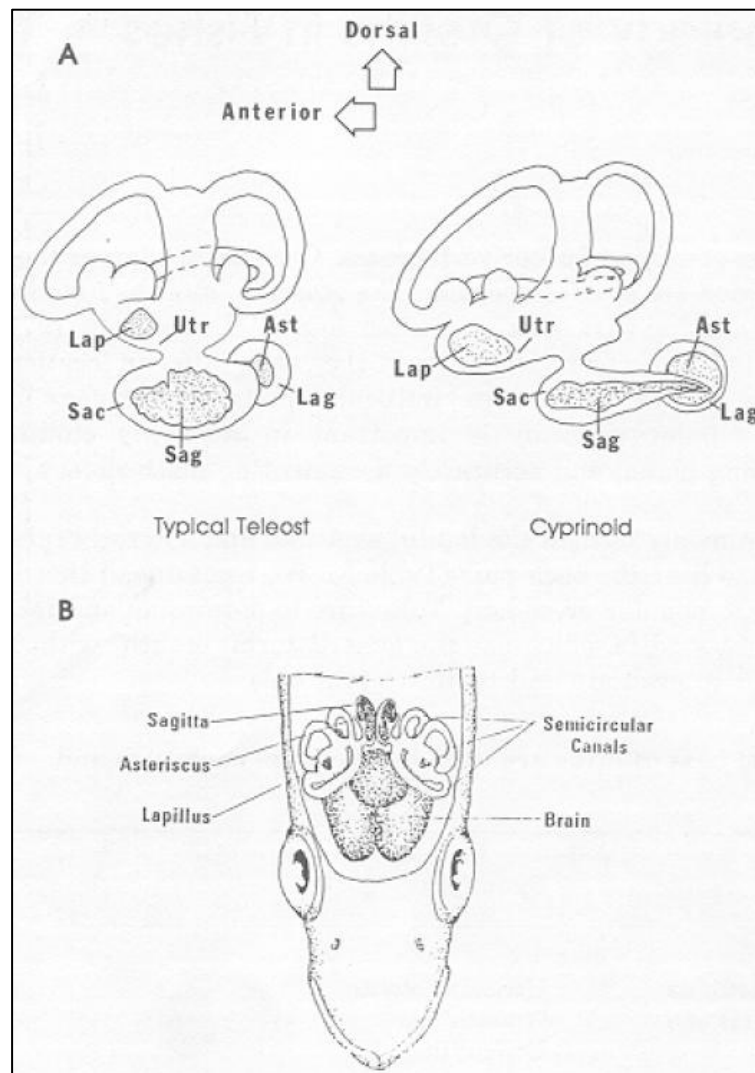


Figura 22 - Anatomia dell'apparato vestibolare. (A) Otoliti all'interno del sistema labirinto di un pesce teleosteo (modificato da Lowenstein, 1971). (B) Vista dorsale dell'apparato vestibolare in un tipico teleosteo. Ast = Asteriscus; Lap = lapillus; Sag = Sagitta (mod. da Secor et al., 1992)

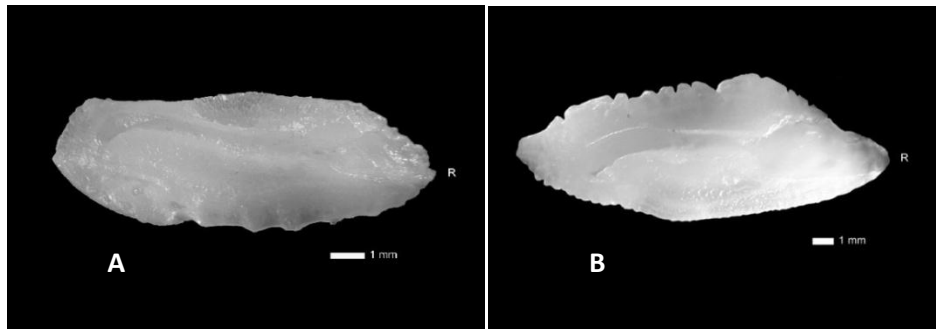


Figura 23 – A) Otolite di *Liza ramada* (Risso, 1826), B) Otolite di *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)

La preferenza dei cormorani per posatoi localizzati in luoghi poco accessibili ha reso particolarmente difficoltoso il reperimento del materiale trofico da analizzare.

I campioni così collezionati su base mensile (Fig. 21) sono stati riposti separatamente in sacchetti di plastica per alimenti e conservati in congelatore volto a migliorare la conservazione dei prelievi per le successive analisi di laboratorio. Per ottenere una corretta definizione della dieta e stimare l'impatto della predazione del cormorano sulla fauna ittica, le componenti alimentari rinvenute nelle borre sono state identificate e quantificate.

Lo strato di muco che ricopre le borre ha reso impossibile il lavaggio immediato delle stesse. È stato infatti necessario sciogliere il muco utilizzando prima acqua calda (Fig. 24-A) e poi lasciando per alcuni giorni i campioni con più incrostazioni a riposare in *beker* di vetro in una soluzione di acqua e detergente (Fig. 24-B) (Duffy & Laurenson, 1983).

Per separare le parti ossee di interesse per la successiva determinazione dagli altri resti, ogni campione è stato sottoposto a ripetuti lavaggi su una serie di 3 setacci a maglia decrescente (2.0 mm, 500 μ m, 250 μ m, Endecotts Ltd, England) (Fig. 24-C). Il lavaggio con acqua corrente sui setacci è servito inoltre per eliminare le tracce di muco ancora presenti.

Per ciascun campione si sono così ricavate 3 frazioni utili, le quali sono state raccolte in filtri di carta assorbente e sottoposte ad asciugatura a temperatura ambiente (Fig. 24-D). Successivamente, ogni frazione è stata archiviata nelle provette *eppendorf* di plastica opportunamente etichettate (Fig. 25).



Figura 24 - A) Fase di scioglimento del muco con acqua calda; B) Fase di macerazione delle borre in soluzione di acqua e detergente; C) Fase di lavaggio delle borre sui setacci; D) Reperimento delle frazioni ossee dei campioni.

Ogni frazione è stata esaminata utilizzando uno stereomicroscopio (Zeiss Stemi 2000-C), per cui è stato possibile separare tutti gli elementi di interesse dagli altri resti non utili (frammenti ossei non identificabili, sabbia, piume, resti vegetali).

I diversi tipi di elementi recuperati sono i seguenti: due dei tre elementi otolitici presenti nell'orecchio interno dei pesci, sagitta e lapilli; placche masticatorie o *chewing pad* e denti faringei, vertebre, scaglie, parassiti, resti di Insetti e di Molluschi.

È stato possibile risalire alle specie predate e al numero di individui ingeriti raggruppando gli elementi rinvenuti in base al numero, alla forma e alle dimensioni.

In particolare si è provveduto all'isolamento degli otoliti che sono stati utilizzati per l'identificazione della specie, o della famiglia di appartenenza, cercando sempre di risalire al *taxon* più basso. Nel caso di: mugilidi (specie: *M. cephalus*, *L. ramada*, *L. aurata*, *L. saliens*), sparidi (specie: *S. aurata*, *D. vulgaris*, *S. salpa*, *L.s mormyrus*, *B. boops*), moronidi (specie: *D. labrax*), anguillidi (specie: *A. anguilla*), soleidi (specie: *Solea solea*), gobidi (specie: *G. niger*), latterinidi (specie: *A. boyeri*), labridi (specie: *C. juris*), ciprinidi (specie: *C. carpio*), Centracantidi (*S. smaris*), engraulidi (specie: *E. encrasicolus*), mullidi (specie: *M. barbatus*); gli otoliti sono stati separati, quando possibile, in destro e sinistro. Una volta determinato il numero di otoliti, il lato (quando possibile) e il *taxon* più basso si è passati alla determinazione del numero di individui per campione mediante il calcolo del numero minimo di individui (M.N.I., *minimum number of individuals*). L'indice M.N.I. si ottiene dal numero di otoliti completi di lato conosciuto (destro o sinistro) e utilizzando il valore massimo tra i due lati (Ad esempio: se il numero di otoliti Destro = 15 e il numero di otoliti Sinistro = 12, allora M.N.I. = 15 individui per quella specie).

Gli otoliti per i quali non è stato possibile determinare il *taxon* sono stati categorizzati come N.I. (non identificati). La determinazione della specie ittica di appartenenza di ogni elemento è stata effettuata sulla base del confronto con un atlante di riferimento di otoliti, delle principali specie ittiche mediante l'ausilio di Aforo (*Shape Analysis of Fish Otoliths*, <http://www.cmima.csic.es/aforo/>) (Harkonen, 1986; Leopold et al., 2001; Costa, 2003).

Uno dei fattori più importanti che influenza l'erosione degli otoliti è il tempo che questi rimangono nello stomaco. Inoltre otoliti di specie differenti sono digeriti in maniera differente in quanto hanno composizione chimica diversa (Harkonen, 1986).

Anche la dimensione degli otoliti influenza il grado di digestione, Gli otoliti di piccole dimensioni rimangono per poco tempo nello stomaco e vengono subito espulsi nella

borra, quelli piatti piccoli e irregolari sono digeriti maggiormente rispetto a quelli con un basso rapporto superficie/volume. Questo ha reso più difficile l'identificazione di alcune specie ittiche presenti nelle borre di cormorano.

Le informazioni derivanti dal numero, il tipo, le dimensioni e l'identificazione specifica di tutti gli elementi presenti in ogni contenuto sono state integrate, al fine di individuare specie e numero dei pesci consumati per ogni singolo campione.

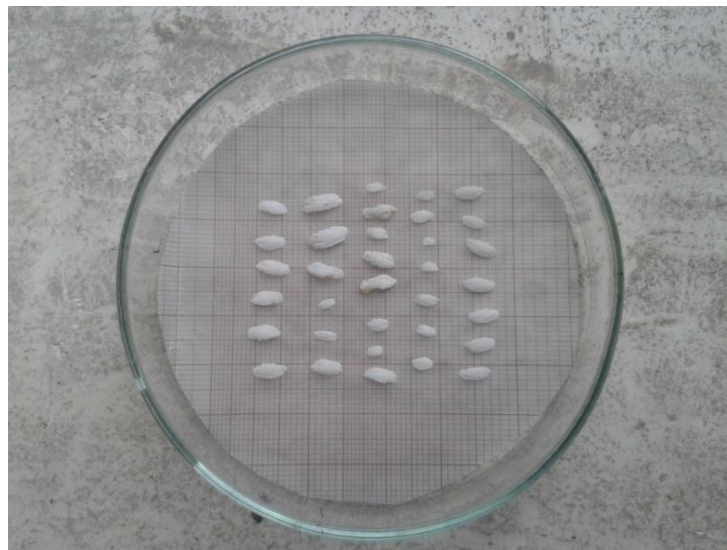


Figura 25 - Elementi individuati nelle borre e determinati

Allo scopo di ottenere dati quantitativi relativi al prelievo di fauna ittica da parte del cormorano, è stato necessario fotografare ogni singolo elemento e si è poi proceduto al rilevamento del peso (PO, g), della lunghezza (LuO, mm) e larghezza (LaO, mm) degli otoliti individuati nelle borre (Fig. 26). Le pesate sono state effettuate mediante l'impiego di una bilancia analitica a tre decimali di grammo.

Contemporaneamente alla separazione e determinazione degli elementi è stato allestito un archivio informatico, in cui sono state immagazzinate tutte le informazioni utili alla successiva analisi dei dati. Per ogni elemento individuato sono state riportate le seguenti informazioni: borra di appartenenza, data e luogo di raccolta, tipo di elemento, numero progressivo dell'elemento, lato dell'elemento se presente in numero pari nel pesce, ordine, famiglia, genere e specie del pesce di appartenenza, numero progressivo del pesce individuato, valori numerici relativi alle biometrie rilevate sull'elemento mediante il *software Excel*.

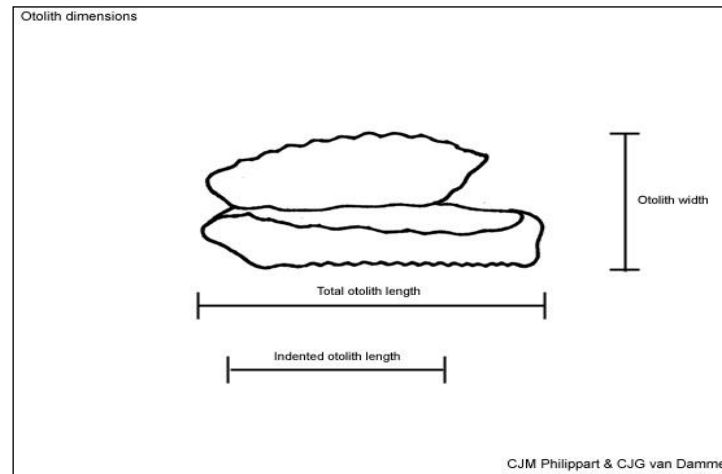


Figura 26 - Biometrie otoliti (lunghezza e larghezza) (Leopold et al., 2001)

I dati ottenuti hanno permesso di valutare le dimensioni e la biomassa dei pesci predati attraverso l'utilizzo delle formule di regressione, proposte da vari autori (Tab. 9):

$$FW = a * OL^b$$

dove FW è il peso del pesce, OL è la Lunghezza Totale dell'otolite, a e b sono i parametri della relazione (a) è l'intercetta della retta con l'asse delle ordinate, mentre il parametro (b) rappresenta la pendenza della linea di regressione (coefficiente di regressione nella forma logaritmica).

$$FL = \frac{FW}{a} \exp \frac{1}{b}$$

dove FL è la lunghezza totale del pesce, a e b sono i parametri della relazione (a) è l'intercetta della retta con l'asse delle ordinate, mentre il parametro (b) rappresenta la pendenza della linea di regressione (coefficiente di regressione nella forma logaritmica).

Tabella 9 – Parametri del rapporto tra la Lunghezza dell'Otolite e la biomassa del pesce per le categorie predate (a = intercetta; b = pendenza)

Family / Species	a	b	Author
<i>Mugil cephalus</i>	0.047	4.127	Volponi, 1994
<i>Liza ramada</i>	0.0057	3.141	Kraiem et al., 2001
<i>Liza aurata</i>	0.0078	3.006	Borges, 2003
<i>Liza saliens</i>	0.0321	2.975	Hajje et al., 2010
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0.0083	3.039	Gonçalves et al., 1997
<i>Solea solea</i>	2.535	3.444	Harkonen, 1986
<i>Sparus aurata</i>	0.0053	3.2393	Morey et al., 2002
<i>Diplodus vulgaris</i>	0.024	3.006	Girardin, 1978
<i>Anguilla anguilla</i>	4.052	3.721	Harkonen, 1986
<i>Gobius niger</i>	0.0089	3.0853	Morey et al., 2002
<i>Atherina boyeri</i>	0.0033	3.35	Pombo et al., 2004

Dai pesi ottenuti sono stati calcolati i pesi medi (PM), la deviazione standard (DS), i valori massimi (P_{max}) e minimi (P_{min}) per le specie interessate.

I valori dei pesi medi ottenuti sono stati moltiplicati per il numero di individui predati dai cormorani al fine di ottenere una stima della composizione ponderale della dieta dei Cormorani che utilizzano i vari dormitori.

L'analisi dei dati è stata effettuata sia con il metodo numerico usato per gli animali la cui dieta è composta da piccole prede (Lagardère, 1975), sia attraverso l'analisi ponderale (Windell, 1971; Berg, 1979; Hyslop, 1980; Lauzanne, 1982).

In particolare sono stati indicati:

- N = numero delle borre esaminate;
- N1 = numero delle borre contenenti cibo;
- n = numero delle borre contenenti una data preda;

- N_c = numero degli individui di una data preda;
 - N_p = numero totale di prede ingerite dallo stock;
 - N_v = numero delle borre vuote;
 - P_p = peso degli individui di una data preda;
 - P_{Tp} = peso totale delle prede ingerite dallo stock esaminato;
- ❖ F (indice di frequenza percentuale) = numero delle borre contenenti una data preda (n) x 100 / numero delle borre contenenti cibo (N_1);
- ❖ C_n (indice di abbondanza percentuale) = numero di individui di una data preda (N_c) x 100 / numero totale delle prede (N_p);
- ❖ W (Percentuale in peso della preda) = peso degli individui di una data preda (P_p) x 100 / peso totale di tutte le prede (P_{Tp});
- ❖ C_v (Coefficiente di vacuità) = numero di borre vuote (N_v) x 100 / numero di borre esaminate.

Il valore dell'indice di abbondanza C_n consente di classificare le prede in tre categorie (N'Da, 1992):

- Prede preferenziali: $C_n > 50\%$
- Prede secondarie $10\% < C_n < 50\%$
- Prede accidentali $C_n < 10\%$

L'importanza quantitativa di ogni gruppo di prede nella dieta è stata determinata inoltre, attraverso l'Indice di Importanza Relativa (I.R.I.) (Pinkas et al., 1971) modificato (Carrassòn et al., 1997).

$$IRI = (\%W + \%N) * \%FO$$

Dove $\%W$ è la percentuale in peso delle prede, $\%N$ è l'indice di abbondanza percentuale e $\%FO$ è l'indice di frequenza percentuale.

Il valore dell'indice può variare da 0 a 20000, nel caso in cui l'alimentazione si basi su un'unica categoria di prede. Per la descrizione della dieta è stato utilizzato il contributo percentuale dell'IRI di ogni preda rispetto al valore totale (Cortés, 1997), calcolato secondo la formula:

$$\% IRI = \frac{IRI_{ij}}{\sum_i IRI_{ij}} * 100$$

dove IRI_{ij} è il valore assoluto dell'IRI prede j nella dieta della specie i .

La curva cumulativa delle prede (Ferry & Cailliet, 1996), è stata calcolata con *EstimateS software* (Version 8.2 R.K. Colwell, <http://purl.oclc.org/estimates>) per la laguna di Cabras e di Mistras, al fine di valutare se il numero dei campioni raccolti durante lo studio fossero sufficienti a descrivere la dieta. La pendenza della regressione lineare (b) è stata calcolata attraverso un massimo di cinque sottocampioni, dove $b \leq 0.05$ risulta significativamente accettabile per la caratterizzazione dieta (Brown et al., 2012).

L'ampiezza della nicchia trofica è stata determinata mediante l'uso degli indici di Levins (B_i) (Levins, 1968; Krebs, 1999) e Shannon-Weaver (H') (Shannon & Weaver, 1949):

$$B_i = \frac{1}{n-1} * \frac{1}{\sum_j p_{ij}^2 - 1}$$

Dove p_{ij} rappresenta la proporzione di una particolare categoria di prede j nella dieta della specie i e n è il numero delle prede. Il valore varia da 0 a 1, cresce quando le abitudini alimentari diventano più generaliste, raggiungendo il valore massimo quando tutte le categorie di prede sono sfruttate ugualmente.

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_{ij} * \log_e * p_{ij}$$

Il valore dell'indice varia tra 0 e 4 e aumenta quando la dieta diventa più generalista.

Il valore del consumo medio giornaliero (*Daily Food Intake*, D.F.I.) è stato valutato come la media della biomassa di pesce contenuta nei *pellet* (Keller, 1995). Il D.F.I. è stato

confrontato con il numero di individui censiti che si alimentano nella laguna durante il periodo di svernamento.

I cormorani normalmente producono una borra ogni giorno, indipendentemente dal numero di pasti (Zijlstra & Van Eerden, 1995), si assume che il contenuto medio di biomassa in una borra corrisponde al consumo medio giornaliero di un cormorano.

La biomassa totale predata è stata calcolata su base mensile. Questo è stato ottenuto moltiplicando il numero stimato di cormorani che si alimentano nelle lagune ogni mese (Alea Ricerca e Ambiente, 2011) con la razione alimentare media giornaliera.

Infine, i valori ottenuti sono stati sommati per calcolare la biomassa totale del pesce consumato dai cormorani nella stagione di svernamento. Applicando il valore al totale della popolazione, si può ottenere una stima dell'entità della predazione riferito alla composizione percentuale specifica della dieta e ad un periodo di permanenza (svernamento) di 182 giorni (ottobre-marzo).

Stima Biomassa predata:

$$Pt_{spi} = RG * C_{pspi} N^{\circ}tot * gg$$

Pt_{spi} = biomassa Predata = $Pt_{sp1} + Pt_{sp2} \dots, + Pt_{spn}$

Dove RG = razione giornaliera (D.F.I.);

C_{pspi} = % in peso della specie sp_i ;

$N^{\circ} tot$ = numero cormorani censiti;

gg = giorni di permanenza.

La significatività delle differenze nella proporzione delle specie ittiche identificate nella dieta del cormorano nelle diverse stagioni e nelle diverse lagune studiate è stata determinata mediante test del chi-quadro (correzione di Yates) (Zar, 1996), mentre è stato utilizzato il test di Mann-Whitney per stimare la significatività nelle differenze tra le diverse lunghezze delle specie ittiche predate rinvenute nella dieta sia nelle diverse stagioni che nelle diverse lagune (Sokal & Rohlf, 1987).

Il test di Mann-Whitney (U) è un test non parametrico che permette, in presenza di valori ordinari provenienti da una distribuzione continua, il confronto tra due gruppi o condizioni senza l'ipotesi che i valori sono distribuiti normalmente, al fine di verificare se i due campioni statistici provengono dalla stessa popolazione.

$$U = N_1 N_2 + \frac{N_1 (N_1 + 1)}{2} - R_1$$

Due, campioni indipendenti casuali.

dove (U) è la statistica di Mann-Whitney, N_1 e N_2 sono il numero di casi in campioni 1 e 2, rispettivamente, e R_1 è la somma dei ranghi per il primo campione.

La somma dei ranghi attribuiti alle osservazioni che provengano dal “campione 1”. La somma dei ranghi nel “campione 2” segue per calcolo, dal momento che la somma di tutti i ranghi equivale a:

$$\frac{N (N + 1)}{2}$$

dove “ N ” è il numero totale delle osservazioni. Per la massima precisione, non ci dovrebbero essere legami. L'ipotesi nulla afferma che le mediane dei due campioni sono identici.

In linea con gli obiettivi dello studio, diversi parametri biometrici delle specie maggiormente predate sono stati presi in considerazione nella caratterizzazione di ciascuna laguna. Al fine di stabilire la presenza di eventuali cluster, e quindi definire il livello di similarità tra le diverse lagune, è stata condotta un'analisi gerarchica sulle abbondanze delle specie ittiche riscontrate dall'analisi della dieta per le diverse lagune esaminate. Un dendrogramma è stato quindi generato. In modo da valutare la presenza di differenze nella lunghezza e nelle abbondanze tra i vari siti è stata condotta un'analisi della varianza (ANOVA). Sono stati confrontati i diversi gruppi di dati mettendo in relazione la variabilità interna a questi gruppi con la variabilità tra i gruppi. L'ipotesi nulla H_0 solitamente prevede che i dati di tutti i gruppi abbiano la stessa origine, ovvero la stessa distribuzione stocastica, e che le differenze osservate tra i gruppi siano dovute solo al caso. I due fattori utilizzati per l'analisi sono stati le sei lagune e le specie ittiche predate rinvenute per ciascun sito. Al fine di evitare la forte influenza degli zeri, questi non sono stati considerati nell'analisi. Tutte le analisi sono state condotte su piattaforma statistica (R Development Core Team, 2011).

4.4 *Analisi dei parassiti*

Durante l'analisi dei boli alimentari di Cormorano, in 163 campioni su 880, provenienti dai dormitori situati nella laguna di Cabras e Mistras e nel dormitorio della laguna di Sant'Antioco, è stata rilevata la presenza di un totale di 284 nematodi (Fig. 27-A) e di 17 crostacei parassiti, che si è ritenuto opportuno processare mediante tecniche parassitologiche *standard* al fine della loro determinazione tassonomica.

Prima di tutto i parassiti estratti sono stati risciacquati e tenuti per alcune ore in soluzione fisiologica per invertire parzialmente il processo di disseccamento; successivamente sono stati conservati in etanolo 70°.

Per l'osservazione morfologica al microscopio ottico come preparati temporanei, i campioni sono stati trasferiti in una soluzione di etanolo 70° contenente il 5% di glicerina, allo scopo di ammorbidirne ulteriormente le strutture e chiarificarne i tessuti.

L'identificazione dei nematodi, tutti adulti appartenenti alla specie *Contraecaecum rudolphii* Hartwich, 1964 (Nematoda, Anisakidae) (Fig. 27-B), è stata eseguita mediante criteri morfologici (Moravec, 1994; Amato et al., 2006; Shamsi et al., 2009). Questa "morfo-specie" come in altri casi di Anisakidae è costituita da un complesso di specie gemelle (*sibling species*) a caratterizzazione geografica distinguibile mediante tecniche molecolari (Amato et al., 2006, Li et al., 2005, Shamsi et al., 2009).

Il ciclo biologico di questo parassita si svolge sfruttando i rapporti di predazione presenti nella rete trofica. Infatti, le fasi larvali del nematode infestano dapprima piccoli crostacei e in seguito teleostei (Moravec, 2009), prima di trasformarsi in adulti nello stomaco dei cormorani *P. carbo sinensis* e *Phalacrocorax aristotelis*, loro ospiti definitivi (Dezfuli et al., 2002; Mattiucci et al., 2002; Farjallah et al., 2008).

I crostacei, della specie *Nerocila orbigny* (Guérin-Méneville, 1832) (Fig. 28), sono stati identificati sulla base delle descrizioni di Trilles et al., (2004) e Charfi-Cheikhrouha et al., (2000). Questo ectoparassita, un isopode della famiglia Cymothoidae, è comune in diversi teleostei, soprattutto nei mugilidi in tutto il Mediterraneo (Charfi-Cheikhrouha et al., 2000; Öktener & Trilles, 2004).

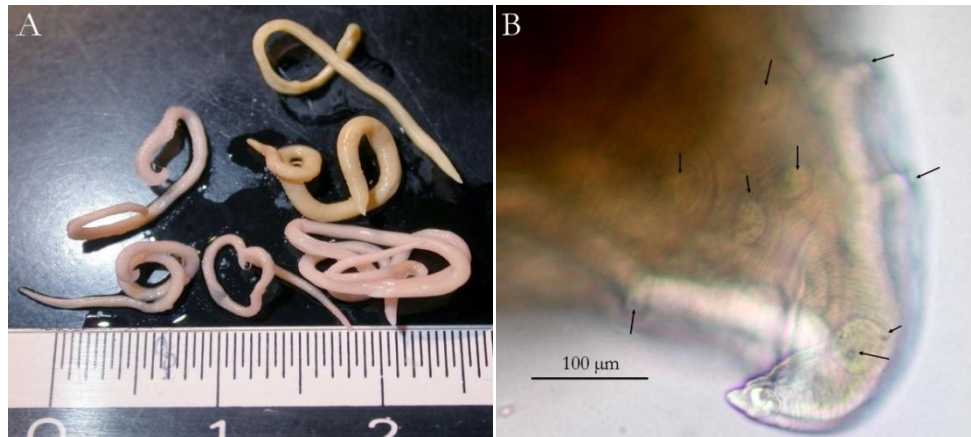


Figura 27 – A) Nematodi adulti della specie *Contracaecum rudolphii*. B) dettaglio dell'estremità caudale. Le frecce indicano papille la cui disposizione ha importanza tassonomica.



Figura 28 - Esemplare di isopode *Nerocila orbigny* estratto da una borra di cormorano

4.5 *Struttura di popolazione nella dieta del cormorano*

I dati biometrici di lunghezza totale (LT), sono stati raggruppati per costruire gli istogrammi taglia-frequenza. Attraverso la procedura “*linking of means*”, le taglie medie di ogni coorte sono state unite seguendo nel tempo il loro accrescimento.

Il modello teorico di Von Bertalanffy (1938) descrive la relazione tra la lunghezza di un pesce e la sua età. I tre valori (L_{∞} , K e t_0) ottenuti in bibliografia per la specie *L. ramada* nella laguna di Cabras (Murenu et al., 2004) hanno permesso di ricostruire la corrispondente curva di crescita di von Bertalanffy (Bertalanffy, 1938), con cui è stata determinata l'età degli individui predati $t(L)$ (Fig. 29).

L'equazione è la seguente:

$$Lt = L_{\infty} [1 - e^{-K(t-t_0)}]$$

Attraverso la formula inversa è stato possibile ricavare l'età in funzione della taglia:

$$t(L) = t_0 - \frac{1}{K} * \ln(1 - L/L_{\infty}) \dots \dots \dots (3.3.3.2)$$

Il parametro L_{∞} rappresenta la lunghezza asintotica a cui ogni individuo tende con il raggiungimento della massima età possibile della specie;

L = lunghezza dell'individuo al tempo t ;

K = costante che esprime il tasso di crescita, cioè la velocità con il quale un pesce si avvicina alla sua taglia massima L_{∞} ;

Il parametro t_0 , detto della condizione iniziale, determina il punto temporale in cui il pesce ha lunghezza zero. Ossia il valore di intersezione sull'asse dell'età corrispondente ad una taglia nulla.

$t(L)$ = età del pesce alla lunghezza (L).

In base a tale modello il tasso di crescita diminuisce in funzione dell'età, fino a tendere a zero quando l'individuo ha raggiunto la massima età possibile nella specie.

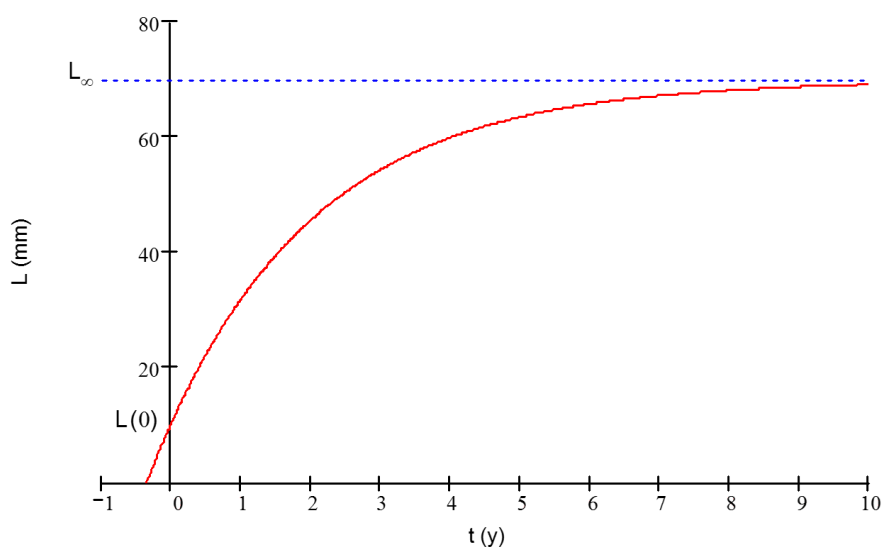


Figura 29 – Modello di crescita secondo l'equazione di Von Bertalanffy (t = età dell'individuo; L = lunghezza dell'individuo; $L(0)$ = lunghezza al tempo 0; L_{∞} = lunghezza asintotica).

I parametri di crescita vengono studiati utilizzando i dati relativi all'età degli individui di una popolazione. In molti organismi marini l'età viene identificata attraverso la lettura degli anelli di crescita presenti in strutture solide come le scaglie e gli otoliti nel caso dei pesci teleostei, le vertebre e le squame placoidi nei selaci e gli statoliti nei cefalopodi.

In mancanza di queste strutture che possano determinare l'impronta dei fattori endogeni ed ambientali durante il tempo e permettere una lettura diretta dell'età, si ricorre all'analisi delle distribuzioni delle taglie per stimare il numero di classi di età ($0+$, 1 , $1+$, 2 , $2+$...) presenti nella popolazione. In particolare, si assume che ogni componente modale o gaussiana di una distribuzione di lunghezza rappresenti una distinta classe d'età (coorte), che seguita nel tempo, mediante campionamenti successivi della popolazione, possa descrivere l'andamento della crescita (analisi della coorte) e quindi permettere di stimare i parametri dell'equazione di Von Bertalanffy. Assumendo condizioni di stabilità, questa analisi può essere condotta sull'intero stock campionato in un dato tempo (analisi della pseudo-coorte). Questa procedura è stata applicata, attraverso opportuni *software* (FiSAT II, Gayanilo et al., 2006).

4.5.1 *Relazione taglia-peso delle specie predate*

Nella maggior parte dei casi, le specie ittiche seguono, un accrescimento isometrico, nel quale gli aumenti in termini di biomassa sono correlati agli aumenti in volume. La lunghezza (L, mm) ed il peso (P, g) sono spiegati dall'equazione di Baker et al., (1993):

$$W = a * L^b$$

Dove: W è il peso del pesce in grammi, L è la lunghezza del pesce in millimetri, la quale equazione esprime, mediante una funzione matematica, l'accrescimento relativo di un pesce, dove a è una costante e b esprime la dipendenza tra le due variabili. Quanto più il valore di b è vicino a 3 tanto più sarà rispettato l'accrescimento isometrico, tipica di un pesce che non modifica morfologia e peso specifico nel corso della vita (Ricker, 1975). Tali parametri si ottengono correlando, mediante una regressione, le due variabili lunghezza e peso.

La relazione Taglia-Peso di un pesce correla la crescita lineare con quella ponderale e permette l'utilizzo, nel caso di molti campioni di pesci, per ricavare il peso degli individui di cui è stata rilevata soltanto la lunghezza (Busacker et al., 1990), semplificando notevolmente le procedure. Mediante questo metodo, è stato valutato l'accrescimento relativo delle varie specie ittiche predate nella laguna di Cabras e di Mistras.

Per il calcolo della relazione taglia-peso è stato considerato il peso rilevato in laboratorio con l'approssimazione di 10^{-2} g e la lunghezza totale, approssimata a 1 mm. E' stata calcolata quindi la regressione fra questi parametri. Per valutare il grado di correlazione tra le due variabili si è tenuto conto del valore del coefficiente di determinazione R^2 , ovvero il quadrato del coefficiente di correlazione lineare che è tanto più significativo quanto più è vicino all'unità (in questo caso vi è una correlazione lineare perfetta tra le variabili osservate).

4.6 *Tassi di mortalità*

Nelle popolazioni naturali la mortalità è molto più frequente nelle prime fasi del ciclo vitale, quando gran parte dei discendenti muore prima di raggiungere l'età di reclutamento e quindi soltanto una piccola frazione di essi raggiunge l'età riproduttiva. In questa situazione si colloca la gran parte delle specie ittiche la cui mortalità, così come osservato per l'accrescimento, è dovuta a cause di diversa natura: genetiche, fisiologiche ed ambientali (Ribecco & D'Onghia, 1994). Tra queste ultime si identificano i fattori abiotici, come la temperatura e le concentrazioni di ossigeno, e quelli biotici come la predazione e il parassitismo.

Il valore del tasso di mortalità naturale (M) è di difficile determinazione e attualmente esistono alcuni metodi di stima che utilizzano i parametri di crescita (L_{∞} e K) e la temperatura ambientale in cui vive la specie in esame (Pauly, 1980) oppure mediante i dati sulla maturità sessuale delle specie (Rikhter & Efanov, 1976).

Per calcolare il tasso di mortalità naturale in laguna (M) è stato utilizzato il metodo empirico di Pauly (Pauly, 1983a, 1983b, 1984a, 1984b) che, partendo dai valori noti di L_{∞} , K, e T (temperatura) e risolvendo la formula:

$$\log M = -0.0066 - 0.279 \log L_{\infty} + 0.6543 \log K + 0.4634 \log T$$

restituisce il valore di (M).

La temperatura (T) utilizzata è quella media annuale (Magni et al., 2005).

Per il calcolo della mortalità totale è stato impiegato il metodo della “*catch curve*” contenuto nel programma FISAT II, (Gayanillo et al., 1996). Stimati (Z) ed (M), poiché la mortalità totale è il risultato della somma tra mortalità naturale e mortalità da pesca (F), è stato possibile procedere alla stima di quest'ultima, tramite l'inverso della relazione $F = Z - M$.

Per calcolare il tasso di mortalità aggiuntivo che i cormorani imprimono alle specie ittiche lagunari ($M_{\text{cormorano}}$) durante il periodo di svernamento, è stata utilizzata la formula proposta da Beverton & Holt, 1956, in modo tale da stimare la mortalità da cormorano ($M_{\text{cormorano}}$), disponendo di dati sulle lunghezze degli esemplari da catture commerciali o sperimentali (nel nostro caso catture dei cormorani), il valore di ($M_{\text{cormorano}}$) può essere stimato tramite la seguente formula:

$$M_{\text{cormorano}} = \frac{K (L_{\infty} - L)}{L - L'}$$

dove: dove L_{∞} e K sono i parametri di crescita della specie predata; L è la lunghezza media nella cattura e L' è la più piccola lunghezza pienamente rappresentata nelle catture.

4.7 Predazione del cormorano su uno stock ittico nelle diverse fasi del reclutamento

4.7.1 Fase di Pre-reclutamento

In questa specifica fase del ciclo vitale il numero dei pesci che riescono a sopravvivere fino all'età del reclutamento (ossia l'età in cui entrano a far parte dello stock sfruttato ed alla quale corrisponde l'età di reclutamento) è influenzato principalmente dalle condizioni ambientali. La mortalità naturale (M) varia nel tempo (t) ed è più elevata quando si esaurisce il sacco vitellino e dipende dalla densità della popolazione (N) (dovuta alla competizione per il cibo).

Una coorte è identificativa di un gruppo di individui nati allo stesso tempo ed rappresentanti del medesimo *stock* ittico. Nel tempo la taglia e la biomassa degli individui aumenta mentre il numero dei superstiti diminuisce.

Il modello di Beverton & Holt, (1957) uno dei modelli più utilizzati per descrivere la dinamica di popolazione con riferimento agli stock ittici, che valuta lo stato di uno stock analizzato e il rendimento che si può ottenere dall'attività di pesca in una situazione in cui la mortalità, sia naturale sia da pesca, viene assunta costante per tutto il tempo di vita di una coorte dal momento in cui questa entra nella fase di sfruttamento (come avviene negli ambienti lagunari) (Ribecco & D'Onghia, 1994).

L'accrescimento rappresenta l'incremento ponderale dello stock; la mortalità, sia naturale sia da pesca, costituisce invece una perdita di biomassa. Considerando che l'accrescimento ponderale inizi al tempo t_0 , il modello ha la seguente espressione matematica:

$$\frac{dN}{dt} = -M(t, N) * N(t) \quad (1a) \text{ che integrata;}$$

$$N(t) = N_0 e^{-M*t} \quad (2a)$$

dove: N = numero di pesci;

t (anno) = tempo;

M (anno⁻¹) = coefficiente istantaneo di mortalità naturale

Nel modello di mortalità “densità dipendente” $M_{totale} = a + b (Nt/N_0)$;

a e b sono i parametri del coefficiente di mortalità naturale assunti come: $a = M = 0.30$ e

$b = M_{cormorano} = 0.67$.

Nel modello consideriamo uno stock ipotetico di 100 pesci su cui viene esercitata un’azione predatoria densità dipendente del cormorano e una mortalità naturale (Tab. 10; Fig. 30).

L’effetto della predazione sulle specie ittiche in questa specifica fase può essere considerata come una mortalità compensatoria in quanto non risulta quantitativamente significativa se consideriamo agli altri fattori di mortalità naturale che condizionano questa fase.

Tabella 10 - Modello di mortalità densità dipendente (Beverton & Holt, 1957): $N(t) = N_0 e^{-Mt}$

Parametri utilizzati	$N_0 = 100$ pesci – $M = 0.30 (Nt)/N_0$ – $M_{co} = 0.67 (N(t)/N_0)$									
tempo (anno)	0	0.25	0.5	0.75	1	1.25	1.5	1.75	2	
N(t) senza predazione	100	92.77	86.07	79.85	74.08	68.73	63.76	59.16	54.88	
N(t) con predazione	100	78.47	61.57	48.31	37.91	29.75	23.34	23.34	14.37	

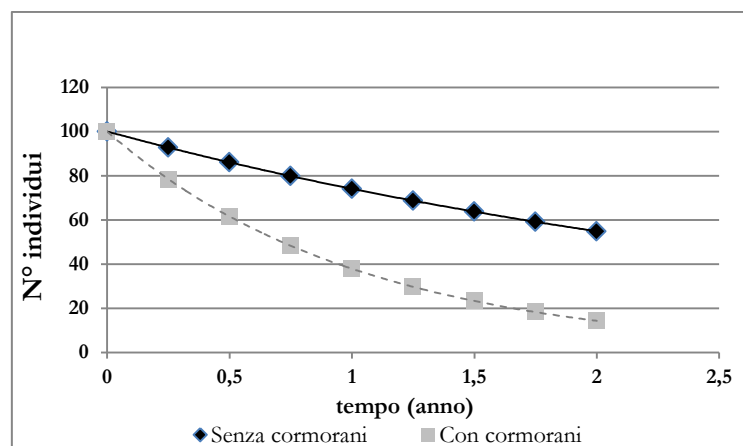


Figura 30 - Influenza della predazione nella fase di pre-reclutamento (simulazione col modello di mortalità densità dipendente (Beverton & Holt, 1957)).

4.7.2 *Fase di Post-reclutamento*

Durante questa fase l'andamento delle specie può essere descritto mediante il modello classico di Beverton & Holt, (1957), che assume per semplicità che il parametro di mortalità naturale sia costante nel tempo ed indipendente dalla densità di popolazione:

$$\frac{dN}{dt} = -(M + F) * N(t) \quad (1b) \text{ che integrata;}$$

$$N(t) = N_0 e^{-(M+F)*t} \quad (2b)$$

Questo modello viene generalmente utilizzato nelle applicazioni sulla dinamica degli stocks sfruttati (Gullan, 1983; Megrey, 1989).

Nella fase di post-reclutamento la mortalità naturale è più bassa che nella fase di pre-reclutamento. La mortalità da pesca diventa adesso significativa rispetto ai diversi fattori di mortalità naturale e dunque la predazione da cormorano è un'importante fattore di mortalità addizionale. L'equazione che descrive le catture per una data popolazione, è la seguente:

$$C(t) = F (M + F)^{-1} * N_0 (1 - e^{-(M+F)t})$$

dove: $F [\text{anno}^{-1}]$ = coefficiente istantaneo di mortalità da pesca;

N_0 = numero di pesci reclutati

C = numero di pesci catturati nell'intervallo di tempo $(0, t)$.

Considerando due casi analoghi abbiamo applicato il modello su una popolazione ipotetica di 100 pesci, considerando C_{co} che rappresenta le catture della pesca in assenza di cormorani; C_{+co} che rappresenta le catture della pesca con in atto la predazione da parte dei cormorani e $C_{cormorano}$ rappresenta la predazione dei cormorani.

I dati delle coorti sono stati ricostruiti attraverso l'utilizzo dell'*Exponential Decay Model* (Sparre & Venema, 1998), che ha permesso la ricostruzione dello stock di adulti e reclute (predati) osservando la progressiva diminuzione del numero di campioni in uno stesso *range* di età negli anni in cui viene ipotizzata la loro sopravvivenza per la ricostruzione dello *stock*:

$$N(t) = N(Tr) * \exp[-M * (t - Tr)]$$

Dove: $N(t)$ rappresenta il numero di sopravvissuti in una popolazione durante un intervallo Δ_t e N_{t+1} il numero di sopravvissuti alla fine dell'intervallo, allora $(N_t - N_{t+1})$ rappresenta l'intervallo di mortalità assoluta.

Sulla base del calcolo dell'intervallo di mortalità assoluta si può calcolare l'intervallo di mortalità percentuale. L'intervallo di mortalità percentuale rappresenta gli individui presenti all'inizio di un intervallo che attualmente sono morti. Usualmente viene considerato per il calcolo della mortalità un intervallo di tempo pari a un anno. $N(Tr)$ = il numero di sopravvissuti della coorte in un dato momento. M = mortalità naturale.

4.8 Produttività della laguna di Cabras e dati sul pescato

La laguna di Cabras, è la più grande laguna della Sardegna e uno dei principali sistemi salmastri (circa 2228 ha) del Mar Mediterraneo (Sechi et al., 2006).

La laguna possiede un alto valore economico grazie alle numerose attività di pesca, che impiegano il lavoro di circa 300 persone e le loro famiglie (Pulina et al., 2012).

Nel 1998, la produttività ittica ha raggiunto circa 40000 kg km⁻², corrispondente ad una produttività di circa di 850 tonnellate, che corrispondeva ad un utile di circa 3.5 milioni di euro (Magni et al., 2005), ma questi valori sono diminuiti a circa 20000 kg km⁻² e meno di 80 tonnellate dopo il 1999 (Murenu et al., 2004).

In realtà, il suo alto stato trofico ha spesso esposto la laguna ad importanti crisi distrofiche, che hanno causato grandi riduzioni della produttività della pesca (Pulina et al., 2012). Attualmente, come vedremo in seguito dai dati degli sbarcati favoriti dalla Cooperativa di pesca la produttività della laguna sembra essere tornata ai livelli del 1998. In tabella 11 vengono rappresentati i dati degli sbarcati annui dal 2009 al 2014 (fino a settembre 2014), forniti dalla Cooperativa di Pesca Nuovo Consorzio Pontis, in cui si nota come la pesca nella laguna di Cabras negli ultimi anni sia stata in costante aumento.

Tabella 11 - Dati pescato della Cooperativa Nuovo Consorzio Pontis

Famiglia/ Specie	Kg pescato / anno					
	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Mugilidi	158845.5	98636.7	48492.8	172273.8	616517.5	537577.7
<i>Anguilla anguilla</i>	10344.8	3686.4	3173.2	2454.2	4593.2	3448.5
<i>Gobius niger</i>	-	-	-	-	-	4.5
<i>Atherina boyeri</i>	2402	30.3	129.6	173.8	17.5	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	-	-	3.1	-	-	-
<i>Sparus orata</i>	810.5	1869.3	225.6	3336.6	2527.7	1845.3
<i>Dicentrarchus labrax</i>	714.2	4818.7	3437.3	1630.8	4851.7	1653.2
<i>Diplodus vulgaris</i>	671.2	2323	-	-	-	-0
<i>Diplodus annularis</i>	39.8	11	5.5	-	-	12.5
<i>Mullus barbatus</i>	743.8	-	16.9	-	27	-
<i>Solea solea</i>	124.1	456.1	66.2	48.4	309.2	441
<i>Cyprinus carpio</i>	237.6	572.2	47.1	-	3768	33.5
Totale	174933.5	122403.7	55597.3	179917.6	655167.9	545016.2

4.9 *Analisi impatto economico*

Nel corso del triennio 2012-2015, i dati relativi l'abbondanza e la distribuzione di *Phalacrocorax carbo sinensis* sono stati ottenuti in corrispondenza di censimenti mensili effettuati nella laguna di Cabras e di Mistras. Per l'analisi economica si è scelto di valutare, solo i dati relativi a questi due compendi poiché al loro interno è presente la più grande popolazione di cormorani tra le diverse lagune analizzate.

La composizione della dieta è stata studiata attraverso l'analisi dei boli alimentari (438 borre), raccolti all'interno del dormitorio. L'identificazione delle specie ittiche predate è stato effettuata attraverso l'analisi precedentemente descritta nel capitolo 4.

Per l'analisi economica è stato utilizzato lo schema incluso nella Delibera Regionale N. 38/39 DEL 6.8.2009 per la determinazione dei danni (kg di pesce consumato) causati dall'impatto alle produzioni ittiche. I criteri per la corresponsione degli indennizzi causati dalla fauna selvatica alle produzioni ittiche sono stati stabiliti in:

- a) Censimento dei cormorani nel periodo di svernamento compreso tra ottobre e marzo;
- b) Superficie delle zone umide rapportate al territorio regionale;
- c) Biomassa predata giornaliera (D.F.I.) superiore ai 300 g. Nella deliberazione della Giunta regionale n. 1/17 del 9.1.2009 si è stabilito un fabbisogno giornaliero medio di 425 g;
- d) La composizione qualitativa della dieta che è costituita dal 53.43% di specie commerciali;
- e) I prezzi minimi pubblicati dalla Camera di Commercio di Cagliari, per ogni specie, tale importo dovrà essere decurtato di una percentuale pari al 20% relativa delle mancate spese non sostenute per la produzione.

Il valore di 425 g/gg riportato sulla delibera, appare assai differente dall'analisi della dieta effettuata in questo studio. Questo è dovuto al fatto che lo studio a cui fa riferimento la delibera non è stato effettuato nelle lagune isolate dove la fauna ittica è sostanzialmente diversa. Nel calcolo per il danno economico è stato utilizzato il valore del D.F.I. ottenuto dall'analisi dei boli alimentari nella laguna di Cabras e di Mistras evidenziato da questo studio (478.4 g/gg).

Nel presente lavoro sono state rilevate all'interno della dieta del cormorano specie ittiche commerciali che non sono presenti nel Decreto. Pertanto al fine di calcolare il danno economico è stato inserito e quantificato il numero di tutte le specie commerciali rinvenute nell'analisi.

Il danno economico, è stato calcolato sia per le specie ittiche predate dai cormorani che hanno raggiunto la taglia commerciale al momento della predazione, sia per quelle specie che pur non avendo ancora raggiunto la taglia commerciale l'avrebbero raggiunta nel corso degli anni successivi (1, 2 o 3 anni) dalla predazione. In questo caso abbiamo voluto quantificare sia il danno "presente" e sia il danno "futuro".

5 ALIMENTAZIONE NELLE AREE DI NIDIFICAZIONE: DZIERŻNO-DUŻE RESERVOIR COME CASO DI STUDIO

Differences in a diet of breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in inland colony: an effect of seasons, breeding stages and colony parts (*submitted to Waterbirds Journal*)

Simone Buttu^{1,*}, Giulia Atzori¹, Francesco Palmas¹, Robert Gwiazda²

¹Department of Life and Environment Sciences – Section of Animal Biology and Ecology - University of Cagliari, Via T. Fiorelli, 1 – 09126 Cagliari, Italy.

²Institute of Nature Conservation – Polish Academy of Sciences, Mickiewicza 33 31–120 Kraków, Poland

*Corresponding author; E-mail: simone.buttu@unica.it

Abstract

The study of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* diet (fish species and size) in: (1) different seasons (years), (2) breeding stages (incubation and chicks rearing), and (3) breeding places (center and edge) of the colony in the Dzierżno-Duże Reservoir (southern Poland) was carried out. Totally 147 pellets of Great Cormorant in the breeding season were analysed.

The low values of the indexes of Levin (B) and Shannon-Weaver (H') showed a limited trophic spectrum in the diet of Great Cormorant. Roach (*Rutilus rutilus*) with a percentage index of relative importance (%IRI) of 62.89, perch (*Perca fluviatilis*) (%IRI = 22.63) and carp (*Cyprinus carpio*) (%IRI = 10.43), were the most common prey.

Evident changes in the diet between 2003 and 2014, with less roach and more perch and ruffe in 2014 were found. It could be probably related to changes in the fish community.

Differences in the food of Cormorant between breeding stages reflected requirements of chicks. During the breeding season younger chicks enquire feeding smaller fish than older. Proportion of fish species preyed in the Cormorant diet differed between the

edge and the center of colony. We concluded that impact of Cormorant's colony on fish assemblages is not always the same and depends on different factors, not only fish availability.

Key words: *Phalacrocorax carbo sinensis*, pellet analysis, food composition, fish species, fish size, daily food intake.

6 RISULTATI

6.1 *Monitoraggio e censimenti*

Nel triennio 2012-2015, durante il periodo di svernamento dei cormorani nei diversi compendi ittici sono stati effettuati due censimenti mensili per un totale di 152 censimenti (Tab. 12).

Delle sei lagune censite nel corso dello studio è emerso che il dormitorio situato nella laguna di Mistras (OR) è l'area con il maggior numero di cormorani svernanti con un picco massimo di 13536 individui nel mese di dicembre 2015 (Tab. 12) (Figg. 31-32-33-34-35-36).

Dai diversi sopralluoghi effettuati nel compendio si evince come i cormorani utilizzino la Laguna di Mistras come dormitorio e la laguna di Cabras come area di alimentazione verso la quale quotidianamente circa il 70% degli individui presenti nel dormitorio già dalle prime ore dell'alba vi si dirige per alimentarsi.

Numericamente nel corso del triennio vi è stato un rilevante incremento di animali di più del 40% fra i primi monitoraggi effettuati nel 2011-2012 e quelli del 2014/2015. Aumento statisticamente significativamente tra i diversi anni censiti (r_k , $p < 0.05$). Nel dicembre 2011 si è infatti registrato un picco massimo di 9637 animali mentre nel dicembre 2014 si sono contati circa 13536 esemplari (Figg. da 36 a 41). I numeri registrati sono in linea con la bibliografia conosciuta e con i dati dei precedenti monitoraggi che la Provincia di Oristano effettua annualmente nei compendi dell'oristanese (Alea Ricerca & Ambiente, 2011; Buttu et al., 2013a).

Annualmente durante i primi censimenti effettuati ad ottobre il numero degli individui non supera il migliaio, il numero maggiore si evidenzia nel 2015 con 954 animali (Tab. 12).

Nel corso dei mesi, come si può notare in tabella 12, i numeri degli individui si incrementano costantemente durante tutti gli anni, sino ad avere i picchi massimi sempre nei mesi più freddi (dicembre-gennaio).

Per quanto riguarda il complesso della laguna di Cabras e di Mistras abbiamo i valori massimi sempre nel mese di dicembre (9636 nel 2011; 10698 nel 2013; 13536 nel 2015), ad eccezione del 2012 dove il picco massimo si è registrato a gennaio (Fig. 36). Nel mese

di marzo quando i cormorani tendono a ritornare presso i luoghi di nidificazione è stato registrato un calo costante degli individui, i cui numeri non arrivano mai ai 5000 esemplari. Infatti, dai censimenti è emerso che nell'arco di un mese da febbraio a marzo il numero degli individui decrementa anche del 60-70% a seconda dell'anno.

Il dormitorio di S'Ena Arrubia (OR), situato nella Provincia di Oristano, risulta essere il secondo dormitorio più grande, con picchi massimi di circa 3500 individui (Tab. 12) (Figg. da 31 a 36). In questo compendio come mostrato in tabella 12, si evince che la popolazione di cormorano è maggiormente presente nei primi mesi del periodo di svernamento infatti sono stati registrati circa 2941 animali ad ottobre 2015 e 3497 animali a novembre 2015 (Tab.12) (Figg. da 31 a 36), dato che si riscontra anche negli altri anni precedenti di indagine.

Il terzo dormitorio maggiormente utilizzato dai cormorani è risultato quello situato nella laguna di Sant'Antioco (CI) (presso Punta Trettu), dove il numero degli individui se pur numericamente più basso raggiunge i 1300 esemplari (Tab. 12) (Fig. 38). L'andamento stagionale del numero dei cormorani ha mostrato anche in questa laguna come ad ottobre gli animali siano esigui (60 individui), mentre si verifica il progressivo aumento a dicembre fino ad arrivare a marzo in cui la popolazione diminuisce (151 animali) (Fig. 38).

Analizzando i censimenti delle lagune situate nella Provincia di Cagliari (Santa Gilla (Tab. 12; Fig. 39), Colostrai (Tab. 12; Fig. 40) e Sa Praia (Tab. 12; Fig. 41), possiamo notare come il numero massimo degli individui presenti sia più esiguo rispetto a quello delle lagune oristanesi, non superando, nel periodo di massimo afflusso, i 2100 individui a Santa Gilla (Murgia et al., 2013) e i 700 nei due compendi di Colostrai e Sa Praia (Tab. 12) (Figg. da 31 a 35).

Anche nelle tre lagune cagliaritanee l'incremento del numero di cormorani rimane costante tra ottobre e marzo raggiungendo il picco massimo tra dicembre e gennaio e il numero più basso a marzo (Tab.12) (Figg. da 36 a 41).

Tabella 12 - Censimento della popolazione di Cormorani nei diversi compendi ittici

Lagune	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	Mesi
Cabras-Mistras	85	192	407	954	Ott
	4753	8652	5683	6357	Nov
	9637	8765	10.698	13536	Dic
	2890	11003	7275	11588	Gen
	8011	5855	5647	9988	Feb
	4040	2986	4879		Mar
S'Ena Arrubia		1077	2590	2941	Ott
		511	2956	3497	Nov
		236	1949	2242	Dic
		234	1694	986	Gen
		462	722	354	Feb
		231	203		Mar
Sant'Antioco		88	60		Ott
		826	983		Nov
		1123	1328		Dic
		1299	1318		Gen
		1158	1023		Feb
		822	151		Mar
Santa Gilla		752	683		Ott
		1649	1788		Nov
		2161	1974		Dic
		1138	1252		Gen
		1211	1129		Feb
		629	567		Mar
Colostrai		201	151		Ott
		634	628		Nov
		537	499		Dic
		569	667		Gen
		403	379		Feb
		277	206		Mar
Sa Praia		189	245		Ott
		348	422		Nov
		401	331		Dic
		379	489		Gen
		336	289		Feb
		202	175		Mar

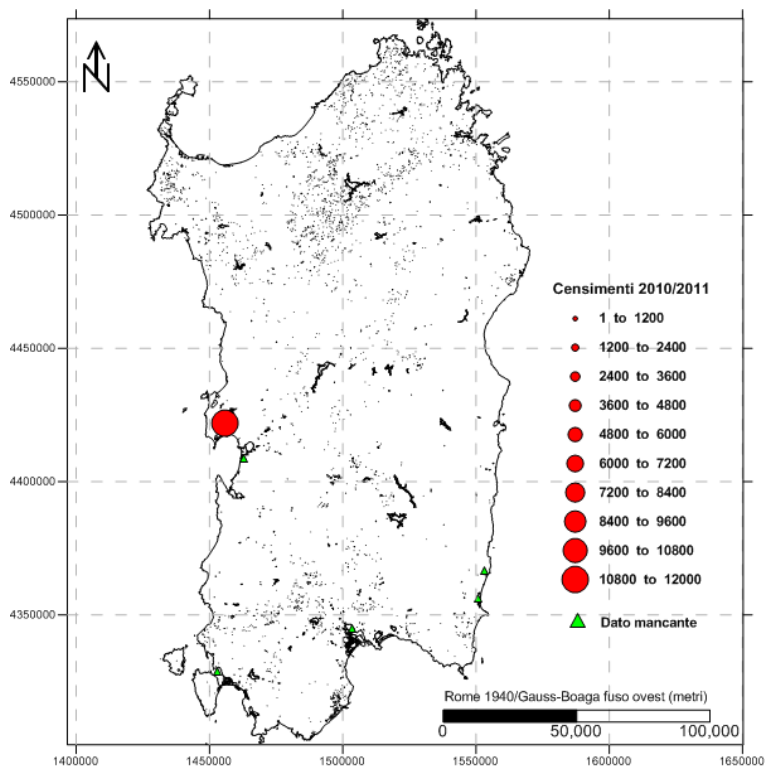


Figura 31 - Censimenti della popolazioni di Cormorano 2010-2011

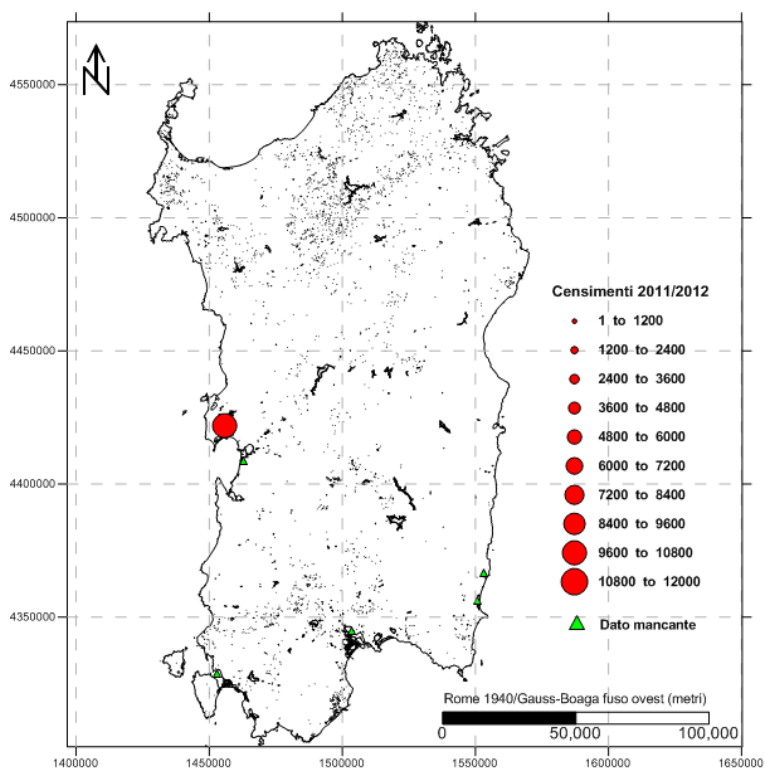


Figura 32 - Censimenti della popolazioni di Cormorano 2011-2012

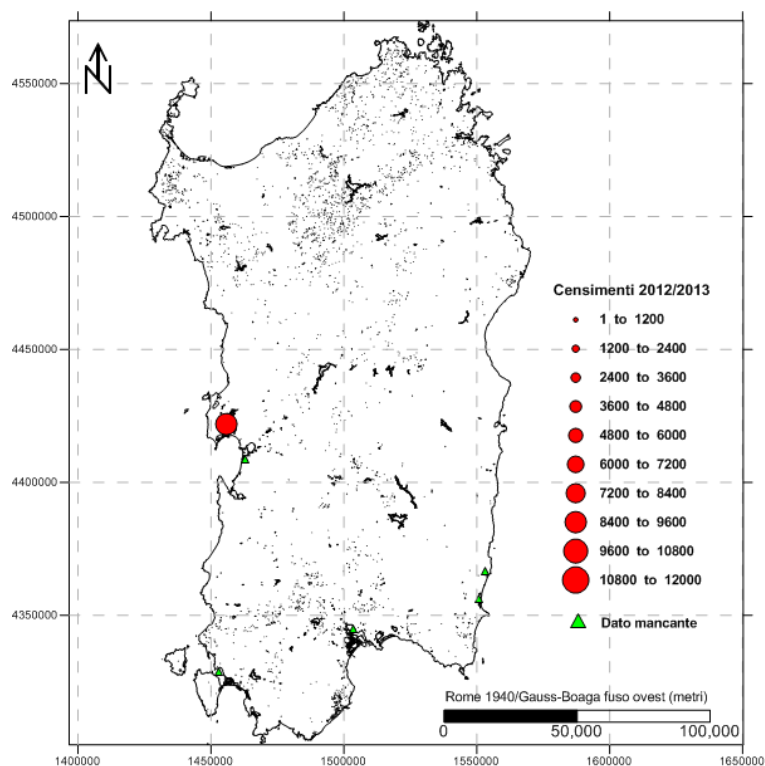


Figura 33 - Censimenti della popolazioni di Cormorano 2012-2013

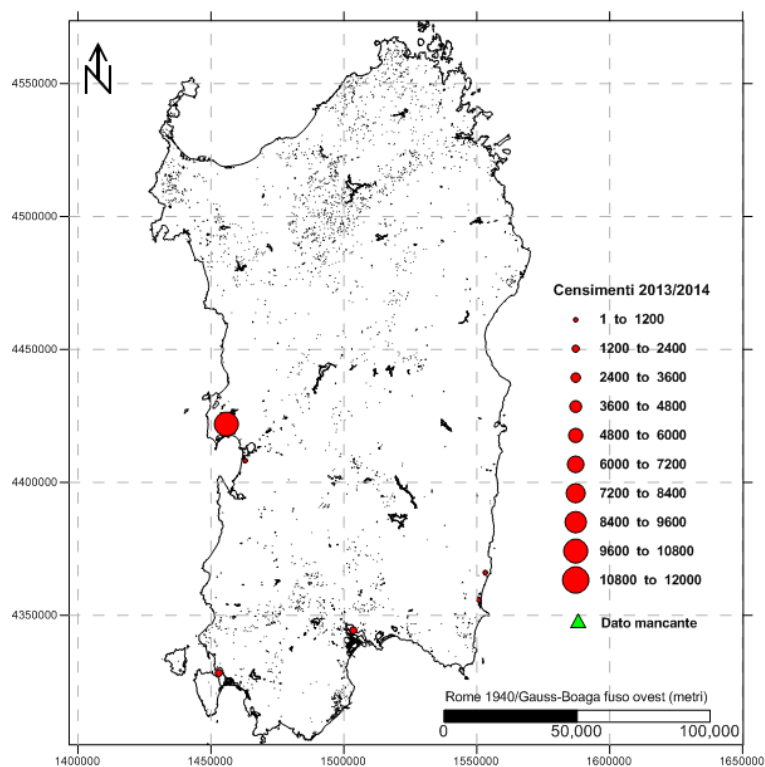


Figura 34 - Censimenti della popolazioni di Cormorano 2013-2014

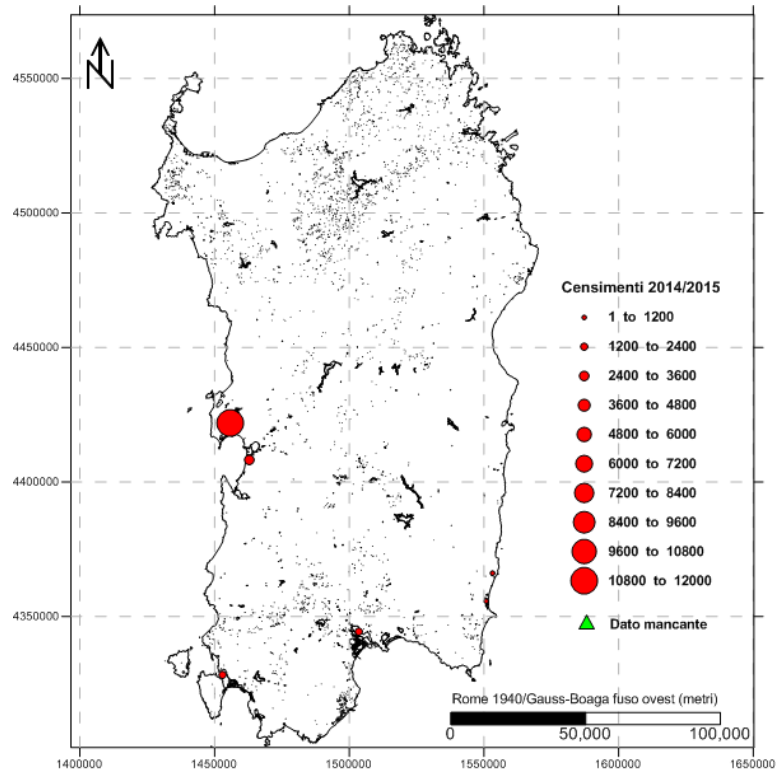


Figura 35 - Censimenti della popolazioni di Cormorano 2014-2015

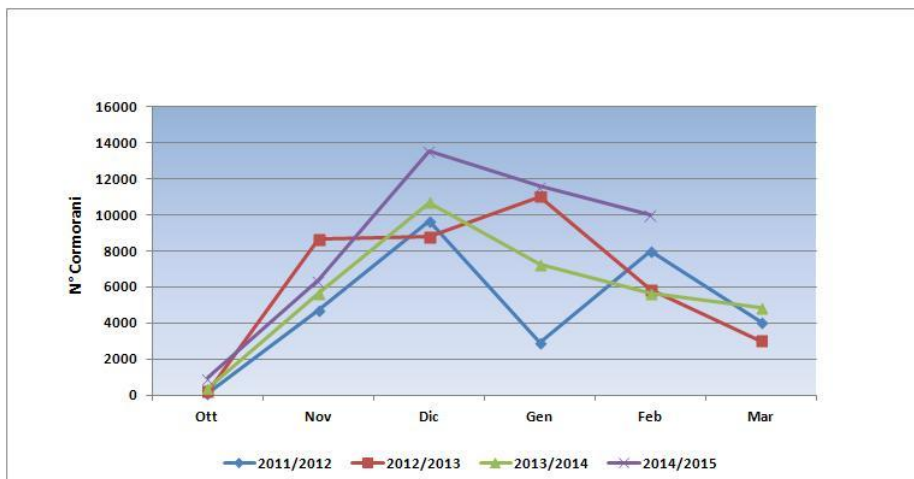


Figura 36 - Andamento delle presenze di Cormorano nelle lagune di Cabras e di Mistras

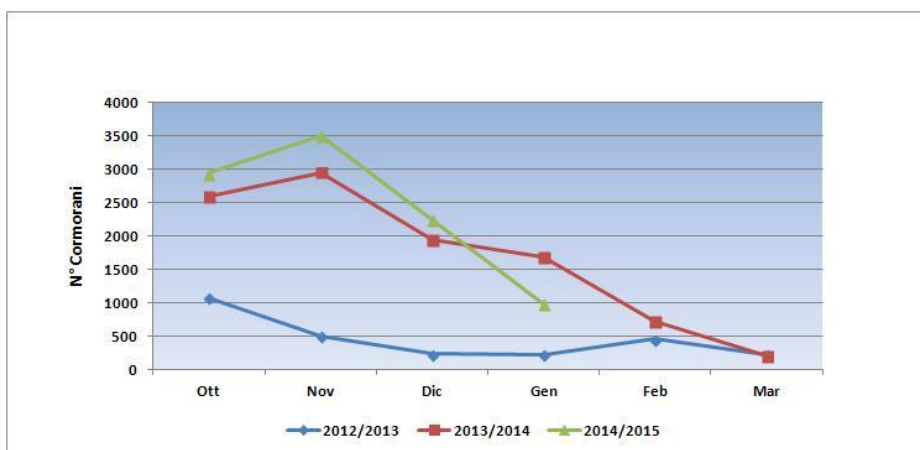


Figura 37 - Andamento delle presenze di Cormorano nella laguna di S'Ena Arrubia

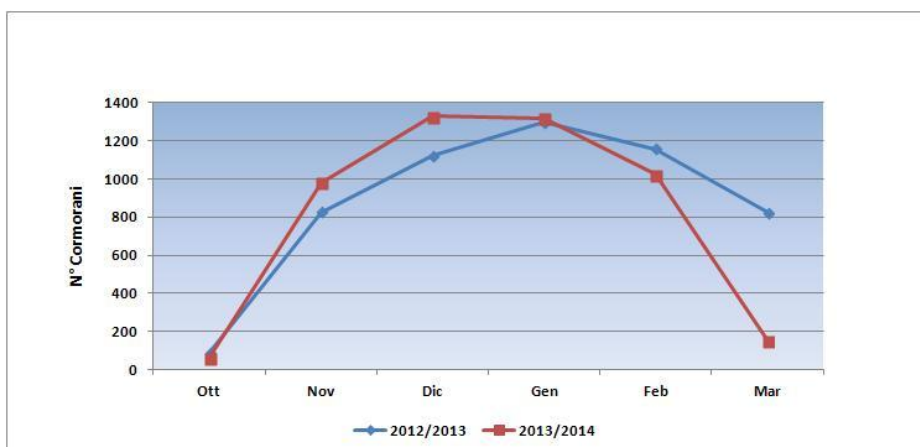


Figura 38 - Andamento delle presenze di Cormorano nella laguna di Sant'Antioco

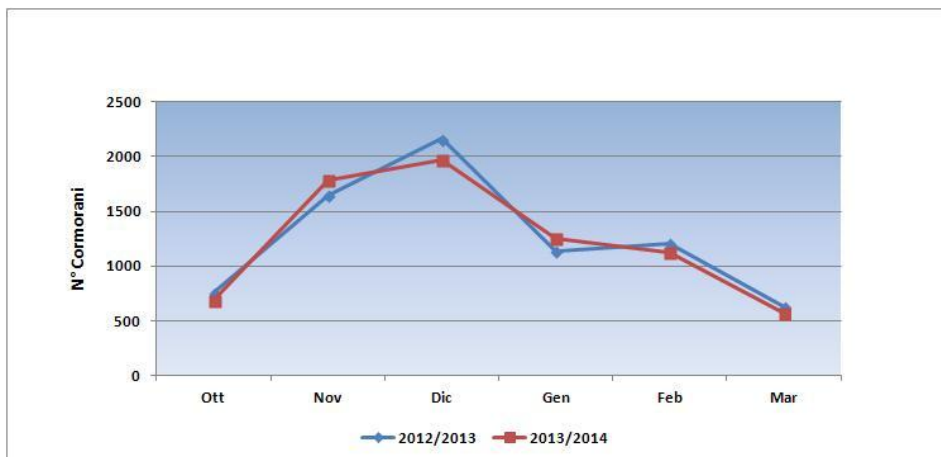


Figura 39 - Andamento delle presenze di Cormorano nella laguna di Santa Gilla

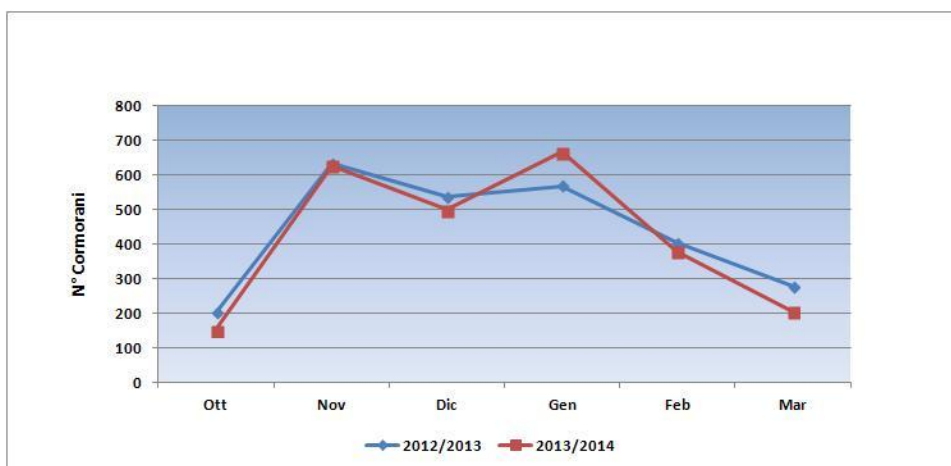


Figura 40 - Andamento delle presenze di Cormorano nella laguna di Colostrai

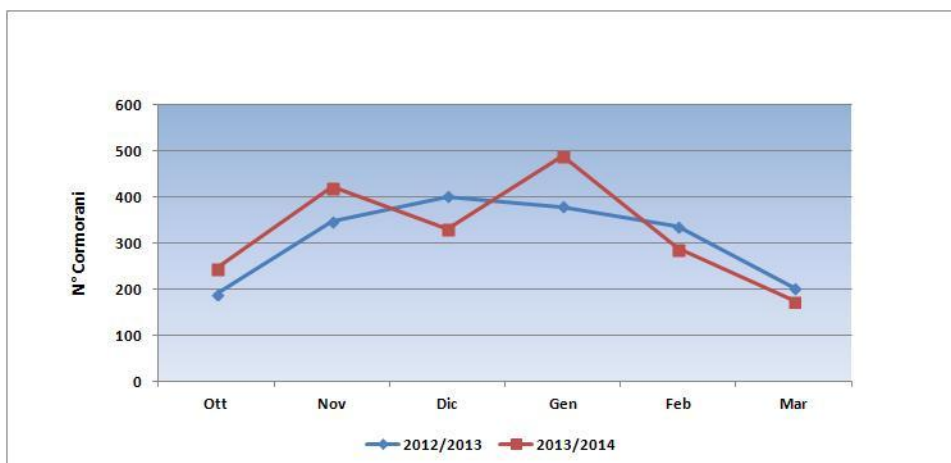


Figura 41 - Andamento delle presenze di Cormorano nella laguna di Sa Praia

6.2 *Analisi della dieta*

I risultati emersi dall'analisi dei boli alimentari per la dieta di *P. c. sinensis*, sono stati confrontati con il test ANOVA, condotto al fine di valutare le differenze nell'abbondanza delle specie ittiche predate. Sono state evidenziate differenze statisticamente significative tra le diverse specie nelle sei lagune esaminate (p -value < 0.001). Diversamente, non è stato sottolineato nessun effetto significativo del fattore laguna.

Per quanto concerne le dimensioni delle specie consumate, sono stati riscontrati differenze statisticamente significative sulla base sia del fattore laguna (dipendente dalle differenti caratteristiche ambientali) che del fattore specie considerato (dipendente dalla diversa ecologia delle specie) (p -value < 0.001).

6.2.1 *Analisi della dieta nella laguna di Cabras e di Mistras*

Durante il periodo di svernamento nel corso del triennio 2012-2015, sono stati raccolti complessivamente 1636 boli alimentari, in corrispondenza dei dormitori presenti nelle 6 lagune esaminate.

Nello specifico nella laguna di Cabras e di Mistras sono stati campionati 438 boli, a Sant'Antioco 442, a S'Ena Arrubia 150, a Santa Gilla 150, a Colostrai 306, e a Sa Praia 150.

Delle 1636 borre raccolte, 234 sono risultate costituite unicamente da un involucro mucoso prive della frazione ossea non digerita (Cv% = 14.3). Queste borre sono state perciò eliminate dall'analisi.

La curva cumulativa delle prede generata per i dati analizzati nella Laguna di Cabras raggiunge una pendenza lineare di $b = 0$ per gli ultimi cinque sottocampioni del *dataset* utilizzato ($n = 357$) (Fig. 42).

Complessivamente sono stati individuati, analizzati e archiviati 16182 elementi, appartenenti alle seguenti categorie: otoliti, *chewing pad*, denti faringei. Gli otoliti sono stati utilizzati non solo per la determinazione delle specie ittiche di appartenenza, ma, poiché presenti in numero noto per ogni pesce, anche per una valutazione del numero di prede ingerite dai cormorani.

Sono inoltre stati individuati elementi appartenenti alle categorie tipo di vertebra e tipo di scaglia (il termine tipo sta a indicare che è stato archiviato un solo elemento per tipologia). Questi non sono stati utilizzati ai fini della determinazione delle specie ittiche predate; altri elementi ritrovati sono stati resti di Insetti, Molluschi, parti vegetali e piume, poco spesso riscontrati e probabilmente derivanti dalla dieta dei pesci predati.

Nei boli alimentari sono stati ritrovati anche svariati parassiti appartenenti al *Phylum* dei Nematodi (specie: *Contracaecum rudolphii*) e al *Phylum* degli Arthropoda (specie: *Nerocila orbigny*). Considerando solo quelli riconosciuti come resti di pesci, dei 16182 elementi individuati, 8494 sono stati identificati al livello di specie mediante l'analisi degli otoliti.

Complessivamente, nelle 1402 borre analizzate, sono stati identificati elementi appartenenti a 8494 pesci.

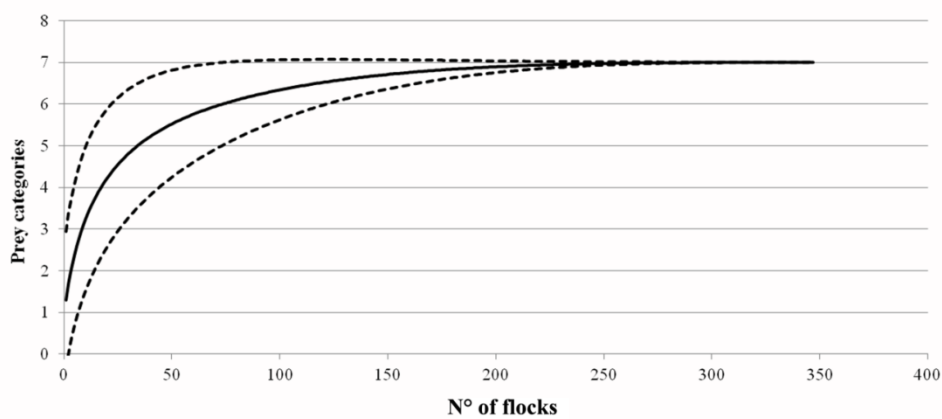


Figura 42 - Numero cumulativo delle categorie di preda (linea continua) e il 95% CIs (linee tratteggiate) per la dieta di *P. carbo sinensis* durante la stagione di svernamento (Buttu et al., 2013a).

Tabella 13- Categorie tassonomiche di tutte le specie ittiche determinate dall'analisi dei resti.

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	SPECIE
Mugiliformes	Mugilidae		<i>Liza ramada</i>
		<i>Liza</i>	<i>Liza aurata</i>
			<i>Liza saliens</i>
		<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i>
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
	Sparidae	<i>Sparus</i>	<i>Sparus aurata</i>
		<i>Diplodus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
		<i>Lithognathus</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>
		<i>Sarpa</i>	<i>Sarpa salpa</i>
		<i>Boops</i>	<i>Boops boops</i>
	Labridae	<i>Coris</i>	<i>Coris julis</i>
	Centracanthidae	<i>Spicara</i>	<i>Spicara smaris</i>
	Gobiidae	<i>Gobius</i>	<i>Gobius niger</i>
	Mullidae	<i>Mullus</i>	<i>Mullus barbatus</i>
Anguilliformes	Anguillidae	<i>Anguilla</i>	<i>Anguilla anguilla</i>
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus</i>	<i>Cyprinus carpio</i>
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea</i>	<i>Solea solea</i>
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Engraulis</i>	<i>Engraulis encrasicolus</i>
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina</i>	<i>Atherina boyeri</i>

Dall'analisi della dieta nelle diverse lagune è emerso che gli elementi riscontrati nelle borre appartengono, per più del 30% (F%), a individui appartenenti alla famiglia Mugilidae.

In particolar modo per quanto riscontrato nella laguna di Cabras e di Mistras le specie rinvenute nell'analisi della dieta sono rispettivamente: *L. ramada* (Cn% = 55.82; IRI% = 75.28) (Figg. 44-36), che ha dominato nettamente la dieta rappresentando la preda principale. *L. saliens* è risultata la seconda specie in ordine di importanza (Cn% = 21.32; IRI% = 17.78) (Figg. 44-46), mentre con percentuali di minor rilevanza sono stati rinvenuti: *L. aurata* (Cn% = 6.93; IRI% = 2.92) (Figg. 44-46), *M. cephalus* (Cn% = 2.06; IRI% = 0.24) (Figg. 44-46) e *D. labrax* (Cn% = 7.09; IRI% = 3.53) (Figg. 44-46), il restante 6.8% è risultato costituito da elementi di pesci appartenenti alle specie (*A. boyeri*, *G. niger*, *S. solea*, *A. anguilla*, *S. aurata*) (Tab.12; Figg. 44-46).

Il numero medio di pesci rinvenuto nei boli alimentari è stato di circa 5.2 (DS ± 2.1).

La percentuale in peso maggiore riscontrata dall'analisi delle borre appartiene alla specie *L. ramada* (W% = 47.47) (Fig. 45), seguita da *L. saliens* (W% = 18.30) (Fig. 45) e da *D. labrax* (W% = 10.16) (Fig. 45).

I valori di frequenza (F%) e di biomassa (W%) evidenziano come specie numericamente abbondanti nei campioni (*L. aurata*) non sempre corrispondano a quelle che rappresentano la maggiore biomassa predata dal cormorano, infatti nel caso specifico *L. aurata* risulta comporre oltre il 6.71% della biomassa predata, rispetto alla spigola (*D. labrax*) che rappresenta il 10.16% della biomassa prelevata (Fig. 45).

Tabella 14 - Dieta di *P. carbo sinensis* nella laguna di Cabras (Nc = numero di prede; F%= Frequenza Percentuale; Cn% = Abbondanza percentuale; W% = biomassa percentuale; IRI% = Indice di importanza relativa percentuale).

Prede	Nc	F%	Cn%	W%	IRI%
<i>Liza ramada</i>	1055	67.79	55.82	47.47	75.28
<i>Liza saliens</i>	403	41.74	21.32	18.30	17.78
<i>Liza aurata</i>	131	19.89	6.93	6.71	2.92
<i>Mugil cephalus</i>	39	6.16	2.06	1.56	0.24
<i>Dicentrarchus labrax</i>	134	19.05	7.09	10.16	3.53
<i>Atherina boyeri</i>	51	4.20	2.70	0.13	0.13
<i>Diplodus vulgaris</i>	50	1.96	2.65	0.13	0.06
<i>Solea solea</i>	14	2.24	0.74	1.10	0.04
<i>Anguilla anguilla</i>	6	1.12	0.32	0.63	0.01
<i>Sparus aurata</i>	2	0.56	0.11	0.79	0.01
<i>Gobius niger</i>	5	0.28	0.26	0.05	0.00

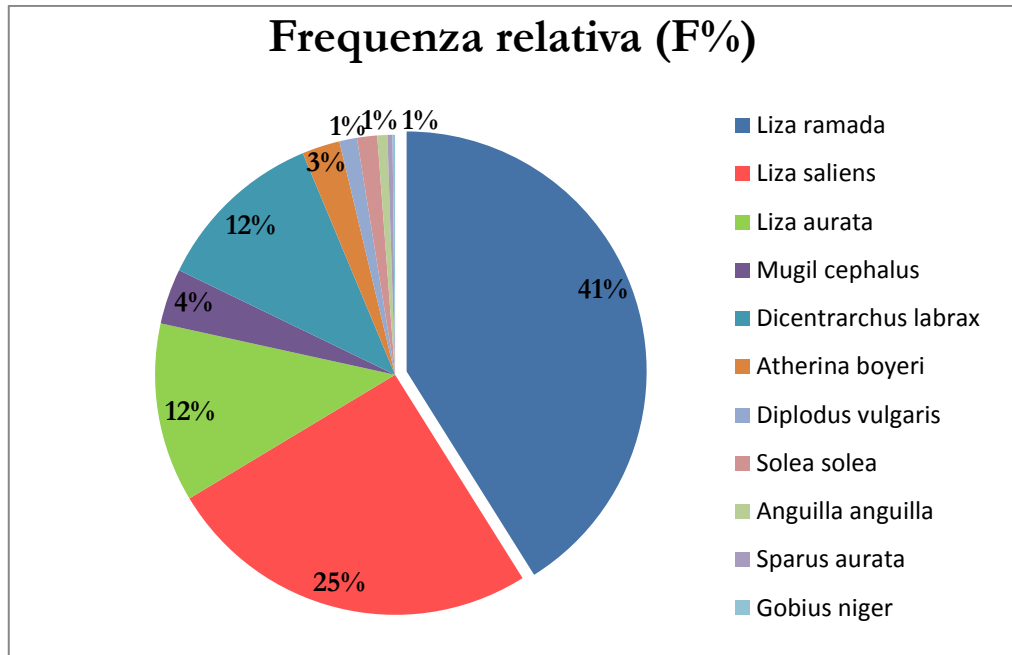


Figura 43 - Frequenza relativa (F%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Cabras

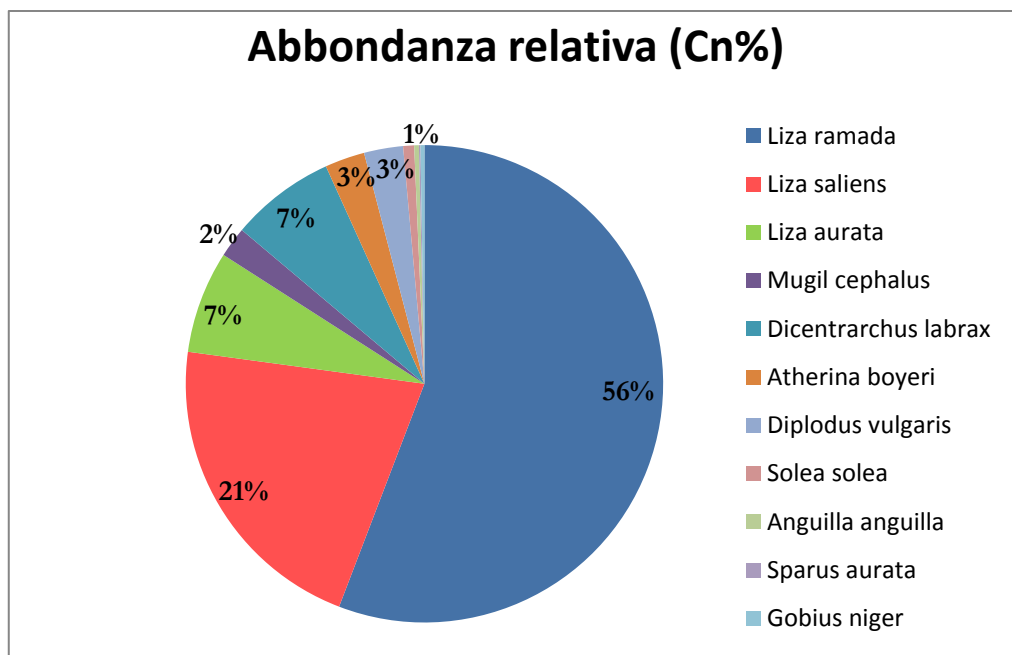


Figura 44 – Abbondanza relativa (Cn%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Cabras

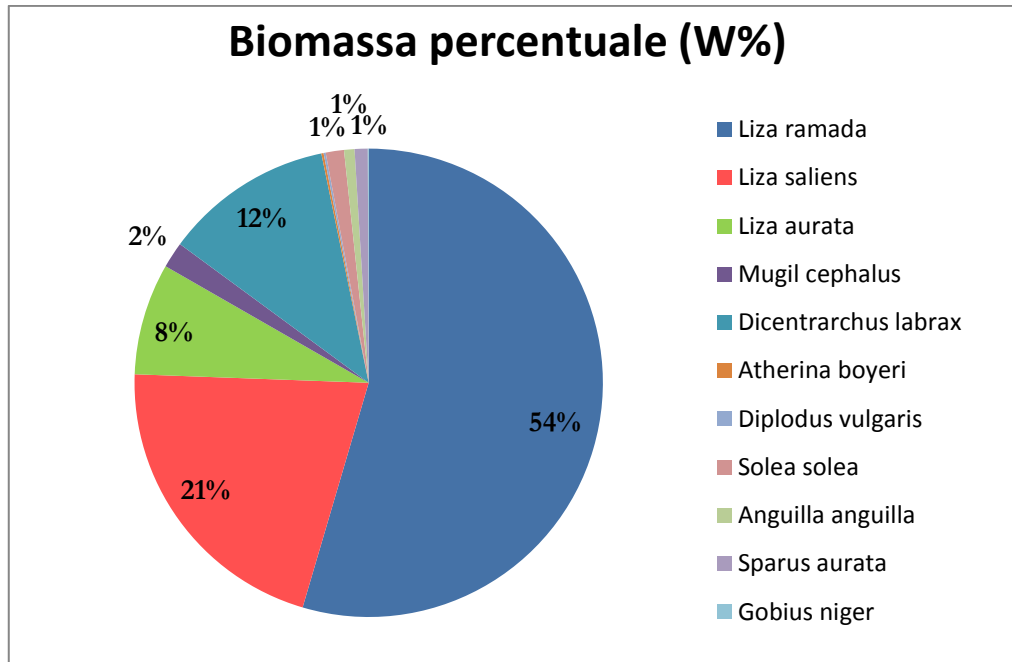


Figura 45 - Biomassa percentuale (W%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Cabras

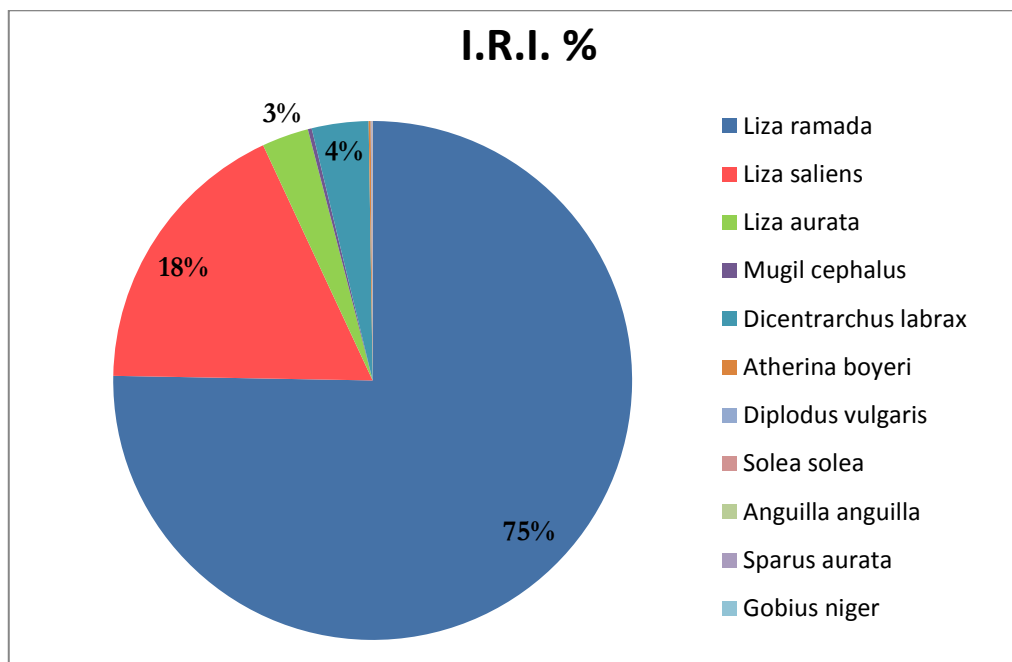


Figura 46 - Composizione percentuale (I.R.I.%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Cabras

Il cormorano *P. c. sinensis* ha mostrato uno spettro trofico limitato, come indicato dai bassi valori degli indici di Levin (B) e di Shannon (H') riscontrati dalle analisi (0.05 e 0.69, rispettivamente).

La dieta infatti, è composta quasi esclusivamente di pesci appartenenti al gruppo Osteichthyes.

Tra le prede più importanti nelle abitudini alimentari del cormorano *L. ramada* è stata predata in un *range* di lunghezze tra i 6.4 cm e i 34.2 cm con una lunghezza media di 20.4 cm (DS \pm 3.3, n = 1055), mentre *L. saliens* la seconda preda in ordine di importanza tra i 5.6-25.8 e una lunghezza media di 13.4 cm (DS \pm 2.6, n = 403). La spigola *D. labrax* *range* tra i 9.5-34.7 cm, lunghezza media 23.7 cm (DS \pm 3.6, n = 134).

Nella dieta è stato rinvenuto anche un individuo di circa 66.7 cm di Lunghezza Totale appartenente alla specie *Anguilla anguilla*.

Il consumo medio giornaliero (D.F.I.), per questo studio nella è stato calcolato in 478.4 \pm 18 g / giorno (medio \pm ES) per individuo.

I cormorani sono presenti in Sardegna da ottobre a marzo. Durante il periodo di studio il picco massimo è stato notato nel mese di dicembre, ed è stato stimato un totale di 143 tonnellate di pesce predata (Tab. 14).

La biomassa complessiva predata durante tutta la stagione di svernamento, è stato stimata in circa 422 \pm 20 t (media \pm ES). Considerando la composizione ponderale della dieta (% W) (Tab. 14), la quantità di pesce consumata durante la stagione consiste di 230 t di *L. ramada*, 89 t di *L. saliens*, 33 t di *L. aurata*, 8 t di *M. cephalus*, 49 t di *D. labrax*, mentre il peso complessivo delle rimanenti specie presenti ammontava a circa 13 t.

Tabella 15- La biomassa di pesce consumata dai cormorani nella Laguna di Cabras durante la stagione di svernamento

Mesi	N° Cormorani	Kg/giorno	Kg/mese	t/mese
Ottobre	85	40.63	1259.53	1
Novembre	4753	2271.93	68158.02	68
Dicembre	9637	4606.49	142801.07	143
Gennaio	2890	1381.42	42824.02	43
Febbraio	8011	3829.26	107219.22	107
Marzo	4040	1931.12	59864.72	60
TOTALE		14060.85	422126.58	422

6.2.2 *Analisi della dieta nella laguna di Sant'Antioco*

L'analisi della dieta nella laguna di Sant'Antioco ha mostrato uno spettro trofico composto da 16 diverse specie ittiche predate.

Durante il periodo di analisi, i boli sono stati raccolti in corrispondenza del dormitorio presente all'interno della laguna in corrispondenza di Punta Trettu.

Nello specifico rispetto al campione totale di 442 borre, è stato possibile utilizzarne 351 ai fini della determinazione della dieta, in quanto il coefficiente di vacuità (CV%) è stato valutato in 20.6%, questa percentuale è risultata costituita solo da un involucro mucoso privo di resti di pesci.

Complessivamente sono stati individuati, analizzati e archiviati 4488 otoliti.

Nei boli alimentari sono stati ritrovati anche svariati parassiti appartenenti al *Phylum* dei Nematodi (specie: *C. rudolphi*) e al *Phylum* degli Arthropoda (specie: *Nerocila orbigny*).

Complessivamente, nelle 351 borre esaminate, sono stati identificati 4488 elementi, appartenenti a 2284 pesci riconosciuti al più basso rango tassonomico comune mediante l'analisi degli otoliti (Tab. 16).

Tabella 16 - Categorie tassonomiche delle specie ittiche determinate dall'analisi dei resti nella laguna di Sant'Antioco

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	SPECIE
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza</i>	<i>Liza ramada</i>
			<i>Liza saliens</i>
		<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i>
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
	Sparidae	<i>Sparus</i>	<i>Sparus aurata</i>
		<i>Diplodus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
		<i>Lithognathus</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>
		<i>Sarpa</i>	<i>Sarpa salpa</i>
	Labridae	<i>Coris</i>	<i>Coris julis</i>
	Centracanthidae	<i>Spicara</i>	<i>Spicara smaris</i>
Gobiidae	<i>Gobius</i>	<i>Gobius niger</i>	
Anguilliformes	Anguillidae	<i>Anguilla</i>	<i>Anguilla anguilla</i>
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus</i>	<i>Cyprinus carpio</i>
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea</i>	<i>Solea solea</i>
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Engraulis</i>	<i>Engraulis encrasicolus</i>
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina</i>	<i>Atherina boyeri</i>

La preda più importante rinvenuta nell'analisi della dieta è risultata: *L. ramada* (Cn% = 26.89; IRI% = 56.42) (Figg. 48-50), mentre *L. saliens* e *A. boyeri* sono risultate le seconde specie maggiormente consumate (Cn% = 17.87; IRI% = 16.81; Cn% = 18.17; IRI% = 2.05, rispettivamente) (Figg. 48-50) seguite da *G. niger* (Cn% = 15.72; IRI = 4.16) (Figg. 48-50). Non sono state riscontrate prede principali. Tutte le altre specie identificate sono state rinvenute con percentuali di minor rilevanza: *M. cephalus* (Cn% = 5.18; IRI% = 11.52) (Fig. 37-39), *D. vulgaris* (Cn% = 5.78; IRI% = 1.62), il restante 5.4% è risultato costituito da specie accidentali (Tab. 17; Figg. 48-50).

Il numero medio di pesci rinvenuto nei boli alimentari è stato di circa 6.5 (DS \pm 3.1, n = 2284).

La percentuale di biomassa maggiore è risultata appartenente alle specie *L. ramada* (W% = 29.47) (Fig. 49), *L. saliens* (W% = 16.62) (Fig. 49) e *D. labrax* (W% = 21.03) (Fig. 49).

Tabella 17 - Dieta di *P. c. sinensis* nella laguna di S. Antioco (Nc = numero di prede; F%= Frequenza Percentuale; Cn% = Abbondanza percentuale; W% = biomassa percentuale; IRI% = Indice di importanza relativa percentuale).

Prede	Nc	F%	Cn%	W%	IRI%
<i>Liza ramada</i>	733	34.61	26.89	29.47	56.42
<i>Liza saliens</i>	283	14.78	17.87	16.62	16.81
<i>Mugil cephalus</i>	135	6.55	5.18	6.38	11.52
<i>Gobius niger</i>	102	13.96	15.72	8.05	4.16
<i>Dicentrarchus labrax</i>	415	17.95	4.47	21.03	5.83
<i>Sarpa salpa</i>	128	1.54	0.62	0.78	0.30
<i>Diplodus vulgaris</i>	52	17.67	5.78	5.94	1.62
<i>Sparus aurata</i>	9	6.68	1.26	2.26	0.99
<i>Lithognathus mormyrus</i>	15	0.58	0.13	0.36	0.01
<i>Atherina boyeri</i>	57	7.98	18.17	2.33	2.05
<i>Coris juris</i>	4	1.14	0.26	0.13	0.01

Tabella 18 - La biomassa di pesce consumata dai cormorani nella Laguna di S. Antioco durante la stagione di svernamento

Mesi	N° Cormorani	Kg/giorno	Kg/mese	t/mese
Ottobre	60	17.33	537.17	1
Novembre	983	283.89	8516.71	9
Dicembre	1328	383.53	11889.32	12
Gennaio	1318	380.64	11799.79	12
Febbraio	1023	295.44	8272.39	8
Marzo	151	43.61	1351.87	1
TOTALE				42

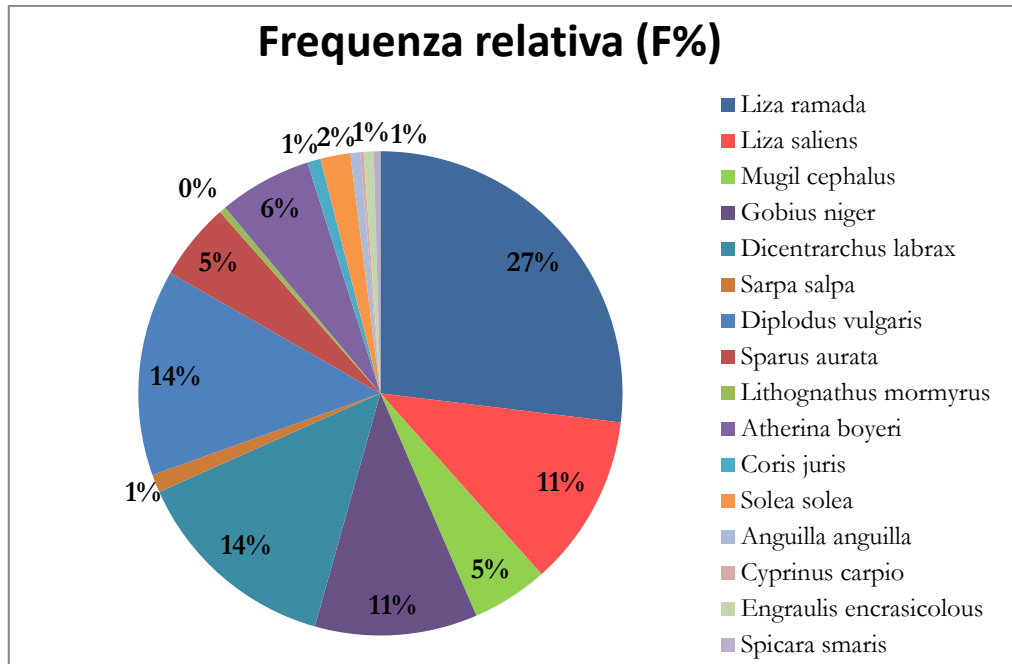


Figura 47 - Frequenza relativa (F%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S. Antioco

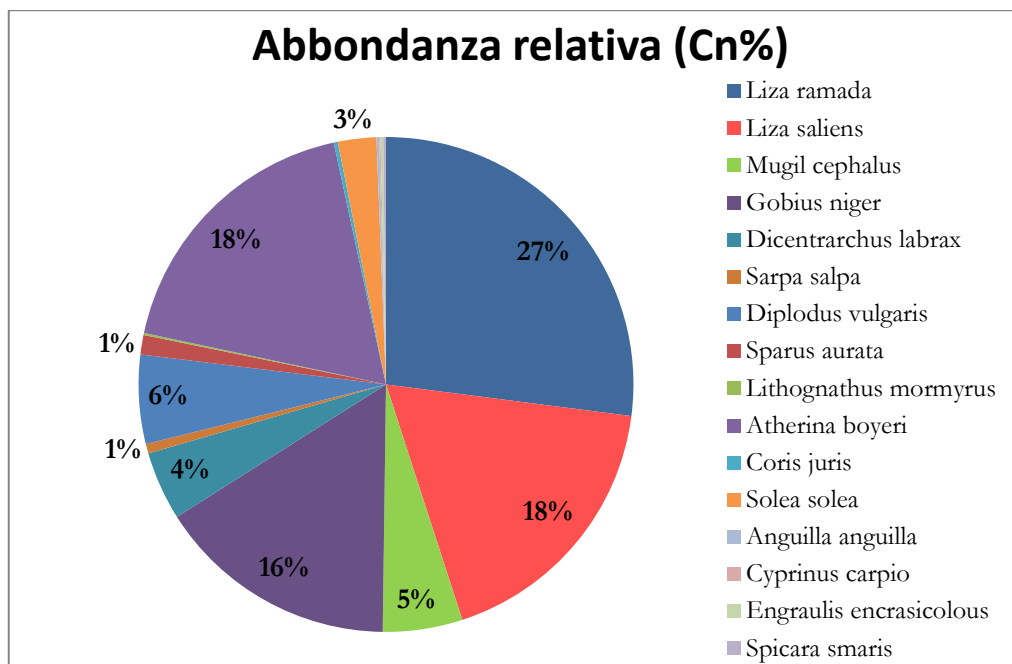


Figura 48 - Abbondanza relativa (Cn%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S. Antioco

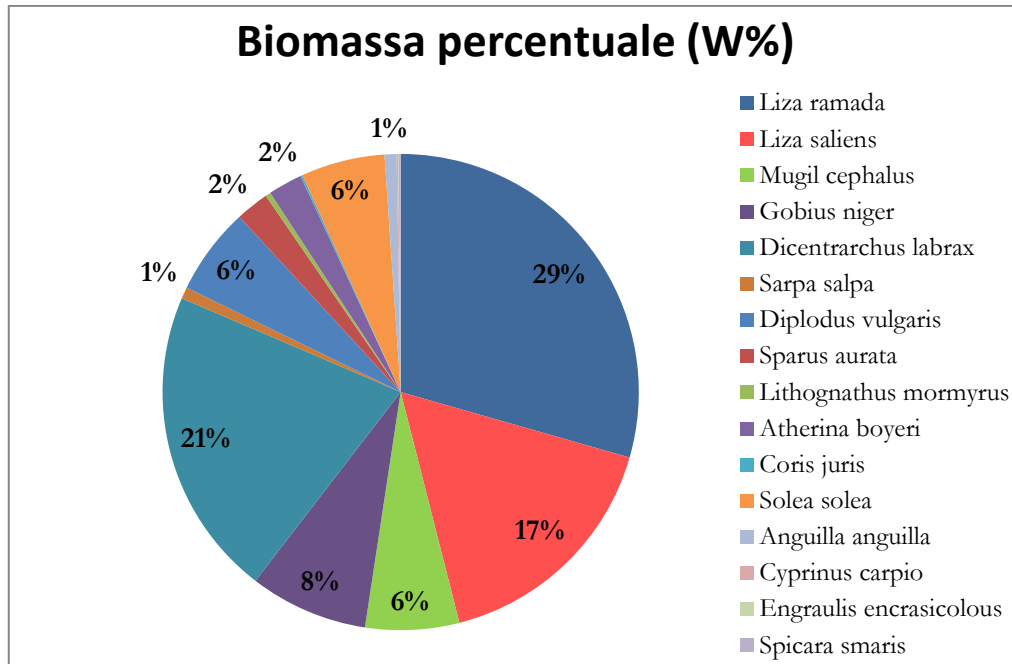


Figura 49 - Biomassa percentuale (W%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S. Antioco

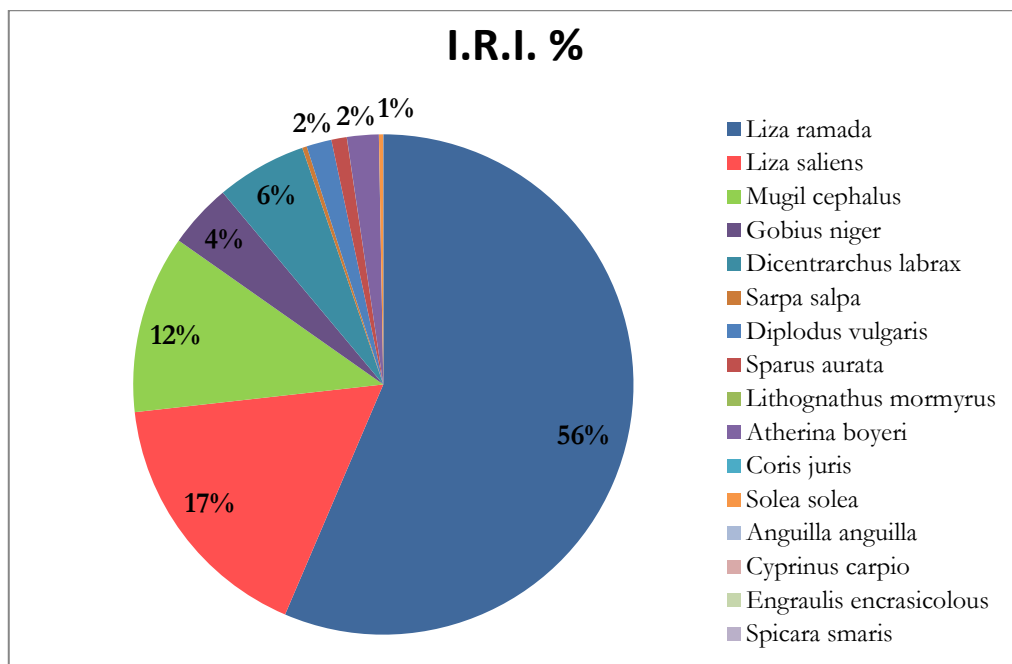


Figura 50 - Composizione percentuale (I.R.I.%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S. Antioco

Lo spettro trofico è risultato anche in questo caso limitato, come indicato dai bassi valori degli indici di Levin (B_i) e di Shannon (H') riscontrati dalle analisi (0.08 e 0.71, rispettivamente).

La dieta infatti, è composta quasi esclusivamente da prede appartenenti al gruppo Osteichthyes.

Tra le prede più importanti nelle abitudini alimentari del cormorano che si alimenta nella laguna di Sant'Antioco, *L. ramada* è stata predata con una taglia media di 19 cm di lunghezza ($DS \pm 3.5$, $n = 733$) (*range* 6.8-31.2 cm), mentre *L. saliens* la seconda preda in ordine di importanza tra i 5.7-23.6 cm e una lunghezza media di 14.6 cm ($DS \pm 2.9$, $n = 283$). La terza preda in termini di abbondanza è risultata *G. niger* tra i 10.2 cm e i 12.6 cm con una lunghezza media di 11.4 cm ($DS \pm 2.7$, $n = 350$).

Il consumo medio giornaliero (D.F.I.), per questo studio nella laguna di Sant'Antioco è stato calcolato in 288.8 ± 22 g/gg (medio \pm ES) per individuo.

Durante il periodo di analisi, ottobre è risultato il mese con il minor numero di cormorani e dicembre il mese con il maggior numero. In questo periodo la biomassa complessiva predata è stata stimata in circa 42 ± 12 t (media \pm SE), considerando la composizione ponderale della dieta (W%) (Tab.17-18).

6.2.3 *Analisi della dieta nella laguna di S'Ena Arrubia*

Lo spettro trofico evidenziato dall'analisi delle abitudini alimentari di *P. c. sinensis* nella laguna di S'Ena Arrubia ha mostrato una dieta composta da 10 specie ittiche differenti. Durante il periodo di studio, sono state campionate complessivamente 150 borre, in corrispondenza del dormitorio presente all'interno della laguna.

Sul campione totale di 150 boli raccolti, è stato possibile utilizzarne 136 ai fini della determinazione della dieta, in quanto il 10.3% (CV%) è risultato costituito solo da un involucro mucoso privo di resti di pesci. Complessivamente sono stati individuati, analizzati e archiviati 1048 otoliti. Nei boli alimentari sono stati ritrovati anche svariati parassiti appartenenti al *Phylum* dei Nematodi (specie: *C. rudolphi*) e al *Phylum* degli Arthropoda (specie: *Nerocila orbigyni*). Complessivamente, nelle 136 borre esaminate, sono stati identificati 585 individui appartenenti a 10 specie ittiche riconosciute mediante l'analisi degli otoliti (Tab. 19).

Tabella 19 - Categorie tassonomiche delle specie ittiche determinate dall'analisi dei resti nella laguna di S'Ena Arrubia

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	SPECIE
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza</i>	<i>Liza ramada</i>
		<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i>
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
	Sparidae	<i>Sparus</i>	<i>Sparus aurata</i>
		<i>Diplodus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
	Labridae	<i>Coris</i>	<i>Coris julis</i>
	Gobiidae	<i>Gobius</i>	<i>Gobius niger</i>
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus</i>	<i>Cyprinus carpio</i>
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea</i>	<i>Solea solea</i>
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina</i>	<i>Atherina boyeri</i>

La preda più importante rinvenuta nell'analisi della dieta è stata: *Liza ramada* (Cn% = 57.92; IRI% = 95.97) (Figg. 52-54). Le prede secondarie riscontrate sono: *C. carpio* e *G. niger* (Cn% = 13.14; IRI% = 1.97; Cn% = 10.18; IRI% = 0.46, rispettivamente) (Figg. 52-54) seguite da *M. cephalus* (Cn% = 4.19; IRI% = 1.17) e *A. boyeri* (Cn% = 7.21; IRI% = 0.19) che sono risultate appartenenti alla categoria delle prede accidentali (Figg. 40-43). Tutte le altre specie identificate sono state rinvenute con percentuali di minor rilevanza (Tab. 19; Figg. 52-54). Il numero medio di pesci rinvenuto nei boli alimentari è stato di circa 4.3 (DS \pm 2.8, n = 585).

I valori di biomassa predata dal cormorano nella laguna di S'Ena Arrubia sono risultati maggiori del 50% per quanto riguarda la specie *L. ramada* (W% = 57.92) (Fig. 53), tutte le altre specie hanno raggiunto valori inferiori del 10%, *M. cephalus* (W% = 5.54) (Fig. 53) e *C. carpio* (W% = 3.95) (Fig. 53).

Tabella 20 - Dieta di *P. c. sinensis* nella laguna di S'Ena Arrubia (Nc = numero di prede; F%= Frequenza Percentuale; Cn% = Abbondanza percentuale; W% = biomassa percentuale; IRI% = Indice di importanza relativa percentuale).

Prede	Nc	F%	Cn%	W%	IRI%
<i>Liza ramada</i>	298	50.85	57.92	53.98	95.97
<i>Mugil cephalus</i>	90	15.36	4.19	5.54	1.17
<i>Dicentrarchus labrax</i>	2	0.34	1.18	0.08	0.01
<i>Atherina boyeri</i>	20	3.41	7.21	0.4	0.19
<i>Diplodus vulgaris</i>	17	2.90	5.17	0.51	0.17
<i>Solea solea</i>	5	0.85	0.59	0.15	0.03
<i>Gobius niger</i>	70	11.95	10.18	0.33	0.46
<i>Coris juris</i>	4	0.68	0.25	0.08	0.02
<i>Cyprinus carpio</i>	79	13.48	13.14	3.95	1.97

Tabella 21 - La biomassa di pesce consumata dai cormorani nella Laguna di S'Ena Arrubia durante la stagione di svernamento

Mesi	N° Cormorani	Kg/giorno	Kg/mese	t/mese
Ottobre	2765	1133.40	35135.44	35
Novembre	3226	1322.37	39671.09	40
Dicembre	2095	858.76	26621.6	27
Gennaio	1340	549.28	17027.66	17
Febbraio	722	295.96	8286.741	8
Marzo	203	83.21	2579.564	3
TOTALE				129

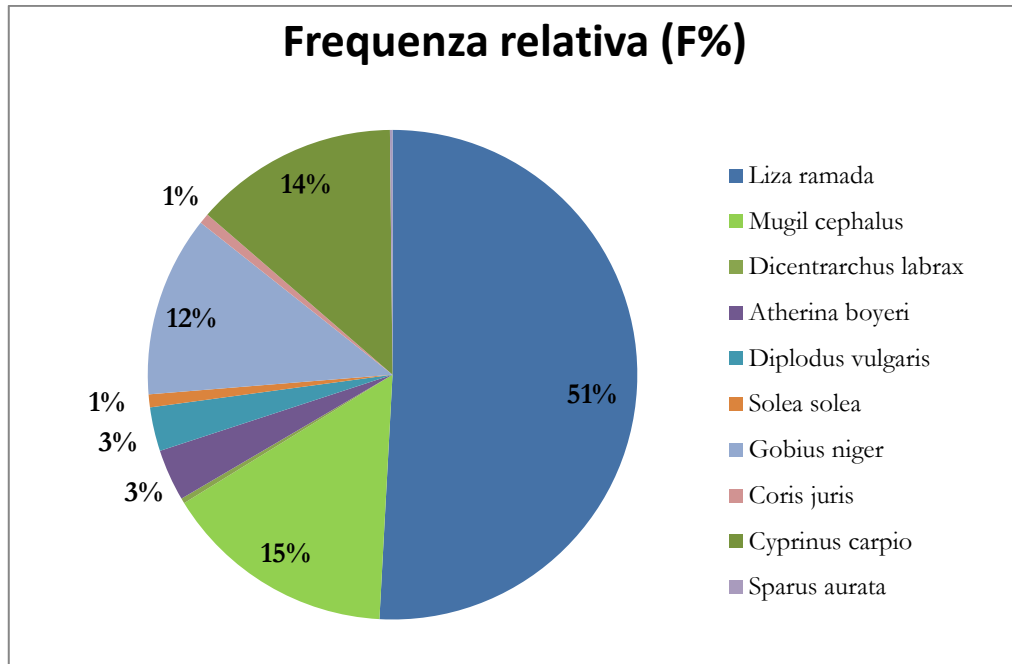


Figura 51 - Frequenza relativa (F%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S'Ena Arrubia

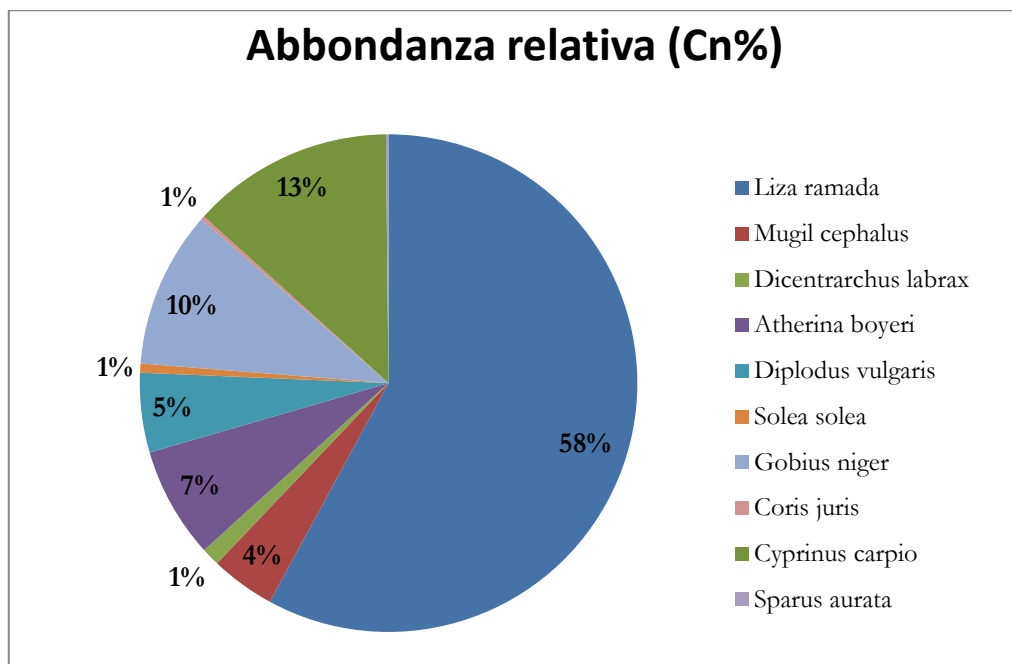


Figura 52 – Abbondanza relativa (Cn%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S'Ena Arrubia

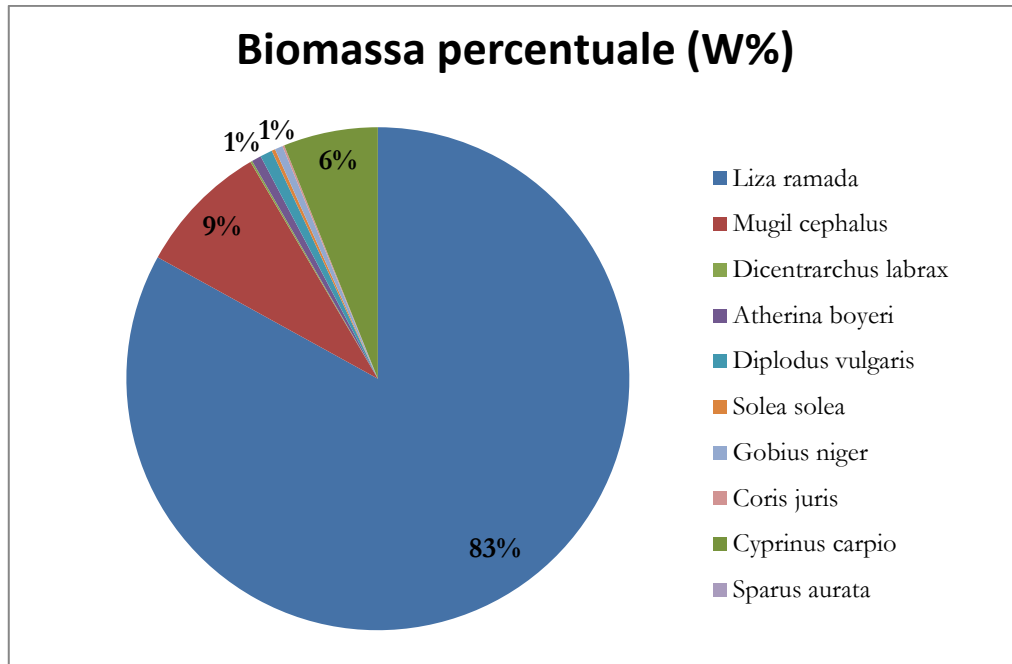


Figura 53 - Biomassa percentuale (W%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S'Ena Arrubia

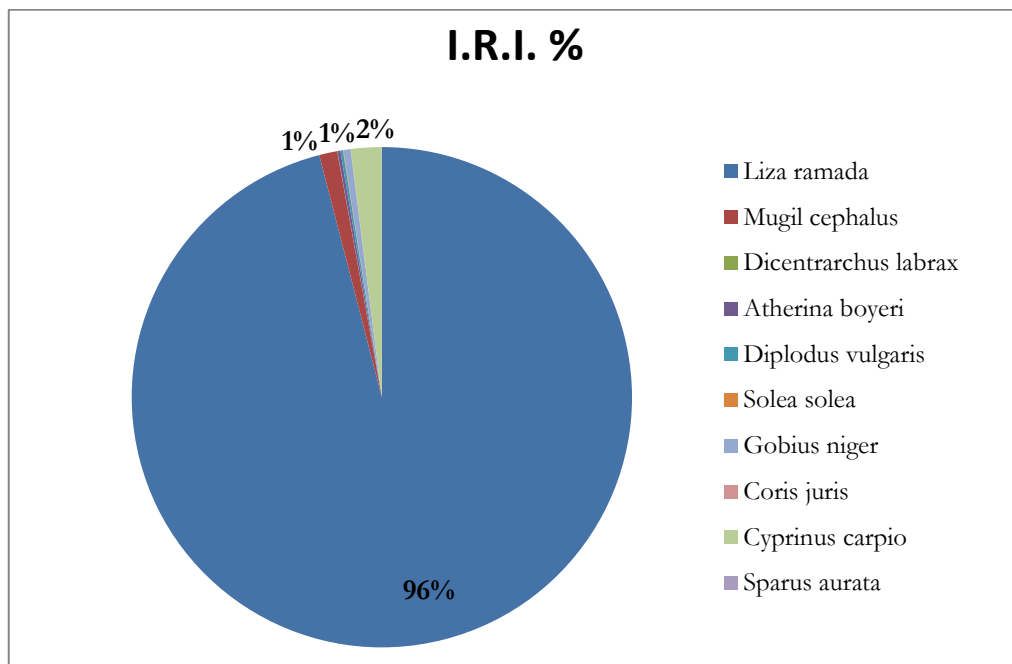


Figura 54 - Composizione percentuale (I.R.I.%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di S'Ena Arrubia

Il cormorano *P. c. sinensis* ha mostrato uno spettro trofico limitato, come indicato dai bassi valori degli indici di Levin (B) e di Shannon (H') riscontrati dalle analisi (0.10 e 0.75, rispettivamente).

La dieta infatti, è composta quasi esclusivamente di prede appartenenti al gruppo Osteichthyes.

Tra le prede più importanti riscontrate della dieta, *L. ramada* è risultata la preda preferenziale con una taglia media di 20.3 cm di lunghezza (DS \pm 1.9, n = 298) (range 7.9-32.7 cm), mentre *G. niger* con una lunghezza media di 9.7 cm (DS \pm 3.1, n = 70) e *C. Carpio* di 9.3 cm (DS \pm 2.5, n = 79) sono risultate prede secondarie.

Il *Daily food Intake* (D.F.I.) calcolato per il contingente svernante nella laguna di S'Ena Arrubia è stato di 409.91 ± 17 g/gg (medio \pm SE) per individuo.

Durante il periodo di svernamento, il mese di ottobre e di novembre sono risultati i mesi con il maggior numero di individui, considerando la composizione ponderale della dieta (W%) durante questo periodo è stato stimato in circa 129 ± 19 t (media \pm SE) il consumo totale di biomassa dei cormorani all'interno del compendio (Tab. 20-21).

6.2.4 *Analisi della dieta nella laguna di Santa Gilla*

Sono stati campionati 150 boli alimentari, in corrispondenza del dormitorio presente nella laguna di Santa Gilla.

Nello specifico rispetto al campione totale di 150 boli, è stato possibile analizzare 139 borre, in quanto il 7.3% (CV%) è risultata costituita solo da un involucro mucoso privo di resti di pesci.

Complessivamente sono stati individuati, analizzati e archiviati 2753 otoliti.

Nei boli alimentari sono stati ritrovati anche svariati parassiti appartenenti al *Phylum* dei Nematodi (specie: *C. rudolphii*) e al *Phylum* degli Arthropoda (specie: *Nerocila orbigny*). Dei 2753 frammenti ossei identificati nelle 139 borre esaminate, sono stati identificati 1522 pesci appartenenti a 14 esemplari riconosciuti al più basso rango tassonomico comune mediante l'analisi degli otoliti (Tab. 22).

Tabella 22 - Categorie tassonomiche delle specie ittiche determinate dall'analisi dei resti nella laguna di Santa Gilla

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	SPECIE
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza</i>	<i>Liza ramada</i>
			<i>Liza saliens</i>
			<i>Liza aurata</i>
		<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i>
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
	Sparidae	<i>Sparus</i>	<i>Sparus aurata</i>
		<i>Diplodus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
		<i>Lithognathus</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>
		<i>Sarpa</i>	<i>Sarpa salpa</i>
	Gobiidae	<i>Gobius</i>	<i>Gobius niger</i>
Anguilliformes	Anguillidae	<i>Anguilla</i>	<i>Anguilla anguilla</i>
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus</i>	<i>Cyprinus carpio</i>
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea</i>	<i>Solea solea</i>
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina</i>	<i>Atherina boyeri</i>

Dall'analisi della dieta è emerso che *L. ramada* (Cn% = 54.47; IRI% = 91.28) è risultata la preda principale di *P. c. sinensis* (Figg. 56-58). *A. boyeri* (Cn% = 22.71; IRI% = 2.91) (Figg. 56-58) è stata evidenziata come l'unica preda secondaria nelle abitudini alimentari del cormorano. Tutte le altre specie identificate sono risultate come prede accidentali: *G. niger* (Cn% = 9.69; IRI% = 1.81) (Fig. 44-47), *M. cephalus* (Cn% = 4.15; IRI% = 1.40) (Figg. 56-58) e *L. aurata* (Cn% = 2.36; IRI% = 1.68) (Figg. 56-58). Tutte le altre specie identificate sono state rinvenute con percentuali di minor rilevanza.

Il numero medio di pesci rinvenuto nei boli alimentari è stato di circa 10.9 (DS \pm 2.4, n = 1522).

La percentuale di biomassa maggiore è risultata appartenente alle specie *L. ramada* (W% = 39.86) (Fig. 57), *L. aurata* (W% = 16.62) (Fig. 57) e *M. cephalus* (W% = 6.38) (Fig. 57).

Tabella 23 - Dieta di *P. c. sinensis* nella laguna di Santa Gilla (Nc = numero di prede; F% = Frequenza Percentuale; Cn% = Abbondanza relativa; W% = biomassa percentuale; IRI% = Indice di importanza relativa percentuale).

Prede	Nc	F%	Cn%	W%	IRI%
<i>Liza ramada</i>	647	42.51	54.47	39.86	91.28
<i>Liza aurata</i>	22	1.45	2.36	16.62	1.68
<i>Liza saliens</i>	47	3.09	1.9	3.25	0.38
<i>Mugil cephalus</i>	112	7.36	4.15	6.38	1.40
<i>Dicentrarchus labrax</i>	5	0.33	0.53	0.17	0.02
<i>Atherina boyeri</i>	393	25.82	22.71	1.97	2.91
<i>Diplodus vulgaris</i>	64	4.20	2.43	1.92	0.37
<i>Sparus aurata</i>	12	0.79	0.38	0.94	0.05
<i>Litbognathus mormyrus</i>	2	0.13	0.07	0.06	0.01
<i>Sarpa salpa</i>	18	1.18	0.47	0.54	0.06
<i>Solea solea</i>	10	0.66	0.52	0.3	0.03
<i>Anguilla anguilla</i>	1	0.07	0.03	0.19	0.00
<i>Gobius niger</i>	185	12.16	9.69	3.28	1.81
<i>Cyprinus carpio</i>	4	0.26	0.29	0.2	0.01

Tabella 24 - La biomassa di pesce consumata dai cormorani nella Laguna di Santa Gilla durante la stagione di svernamento

Mesi	N° Cormorani	Kg/giorno	Kg/mese	t/mese
Ottobre	717	279.37	8660.528	9
Novembre	1718	669.40	20082.05	20
Dicembre	2067	805.39	24966.96	25
Gennaio	1195	465.62	14434.21	14
Febbraio	1170	455.88	12764.61	13
Marzo	598	233.00	7223.146	7
TOTALE				88

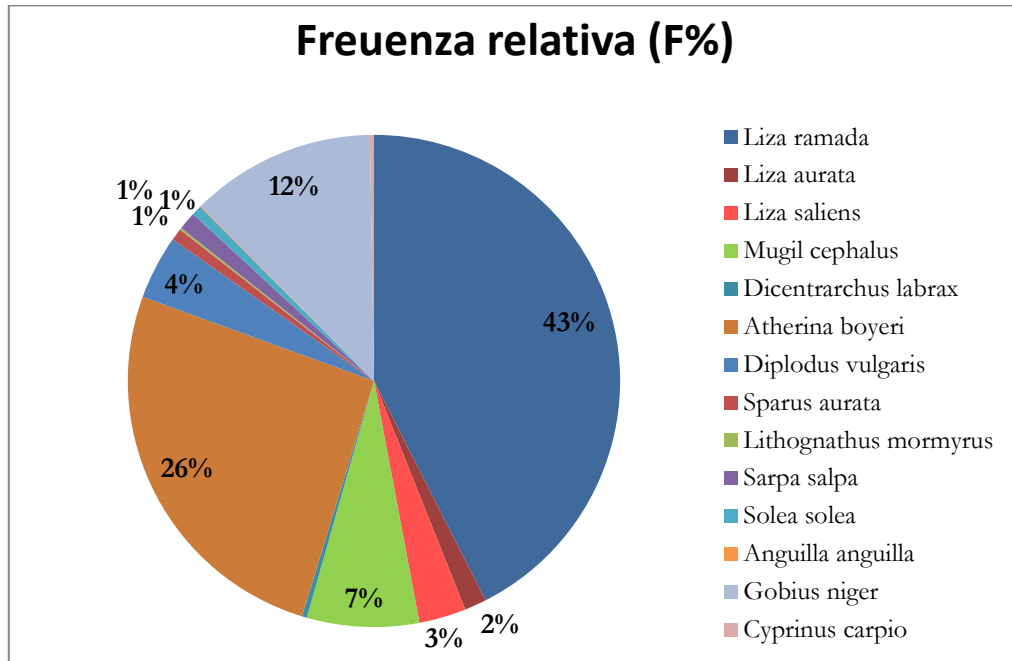


Figura 55 - Frequenza relativa (F%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Santa Gilla

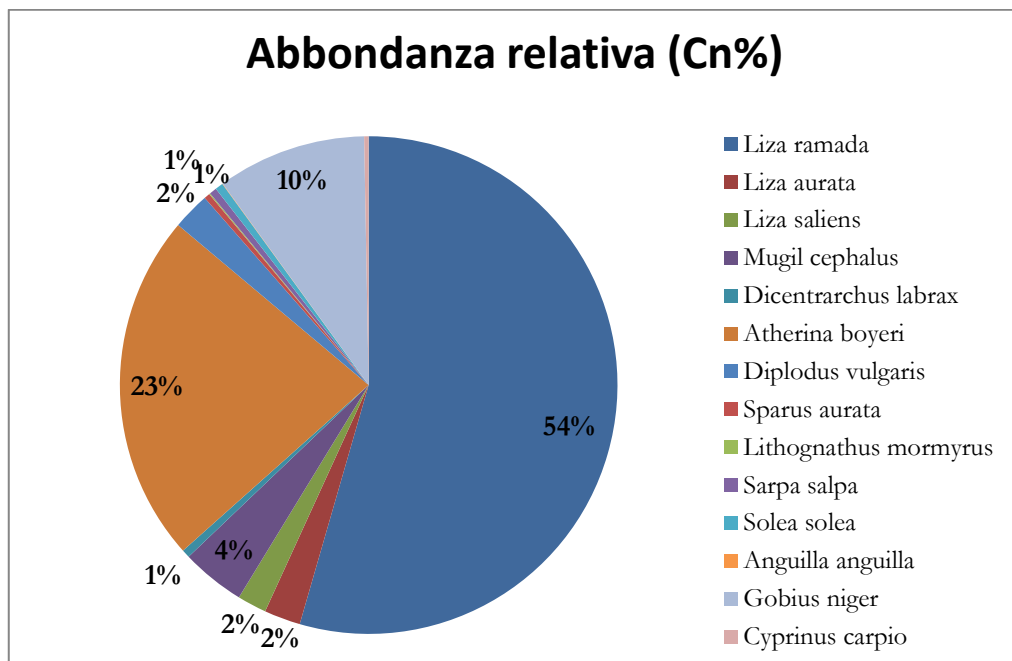


Figura 56 – Abbondanza relativa (Cn%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Santa Gilla

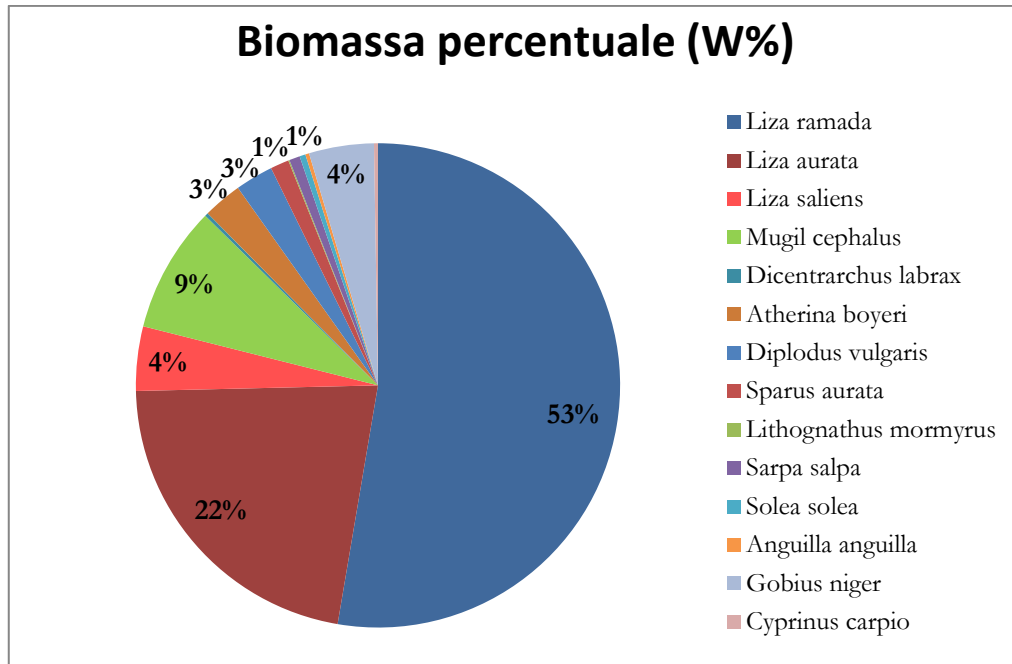


Figura 57 - Biomassa percentuale (W%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Santa Gilla

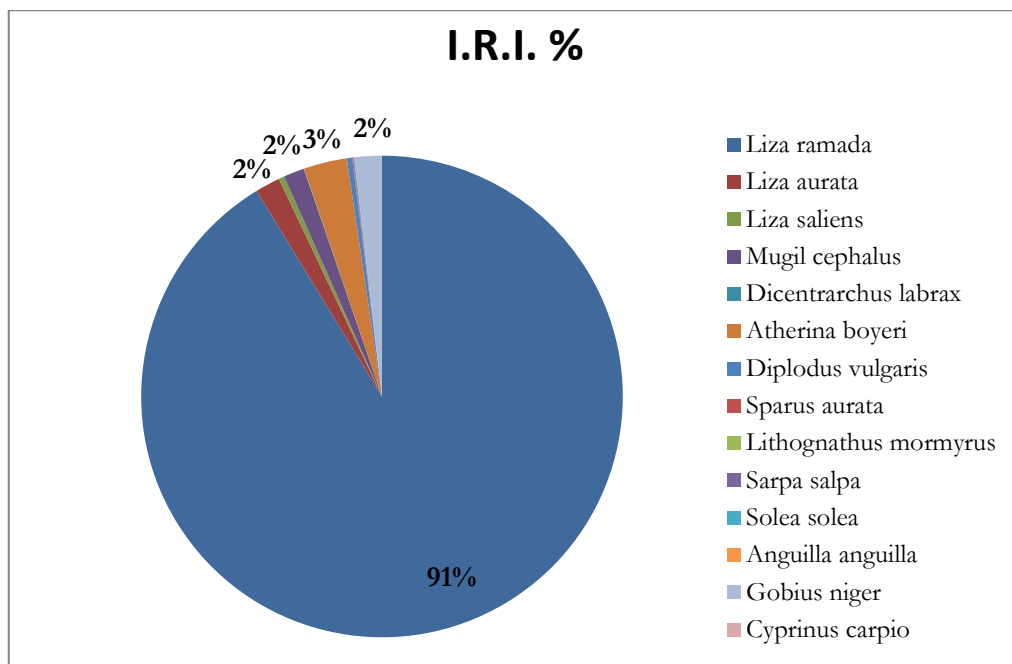


Figura 58 - Composizione percentuale (I.R.I.%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Santa Gilla

Il cormorano *P. c. sinensis* ha mostrato uno spettro trofico limitato, come indicato dai bassi valori degli indici di Levin (B) e di Shannon (H') riscontrati dalle analisi (0.12 e 0.82, rispettivamente) .

La dieta infatti, è composta quasi esclusivamente di pesci appartenenti al gruppo Osteichthyes.

Per quanto riguarda le lunghezze delle specie ittiche più importanti riscontrate nella dieta, la preda principale *L. ramada* è stata ritrovata con una taglia media di 20.4 cm (DS \pm 3.1, n = 647) (range 9.5 cm - 31.3 cm).

Tra le prede secondarie nelle abitudini alimentari del cormorano che si alimenta nella laguna di Santa Gilla invece abbiamo, *A. boyeri* predata con una taglia media di 9.6 cm di lunghezza (DS \pm 3.3, n = 393), seguita da *G. niger* tra i 11.4 cm e i 12.3 cm con una lunghezza media di 11.8 cm (DS \pm 2.6, n = 185).

Il consumo medio giornaliero (D.F.I.), per questo studio nella è stato calcolato in 389.64 \pm 24 g/gg (media \pm SE) per individuo.

Tra ottobre e marzo periodo in cui i cormorani giungono in Sardegna il picco maggiore è stato evidenziato tra novembre e dicembre. Durante il periodo di svernamento la biomassa complessiva consumata, è stata stimata in circa 88 \pm 13 t (media \pm SE). Considerando la composizione ponderale della dieta (W%) (Tab. 23-24).

6.2.5 *Analisi della dieta nella laguna di Colostrai*

Lo spettro trofico evidenziato dall'analisi delle abitudini alimentari di *P. c. sinensis* nella laguna di Colostrai ha mostrato una dieta composta da 14 specie ittiche differenti.

Durante il periodo di studio, sono stati campionati complessivamente 150 borre, in corrispondenza del dormitorio presente all'interno della laguna.

Sul campione totale di 306 boli raccolti, è stato possibile utilizzarne 275 ai fini della determinazione della dieta, in quanto l'11.3% (CV%) è risultato costituito solo da un involucro mucoso privo di resti di pesci. Complessivamente sono stati individuati, analizzati e archiviati 1976 otoliti.

Nei boli alimentari sono stati ritrovati anche svariati parassiti appartenenti al *Phylum* dei Nematodi (specie: *C. rudolphi*) e al *Phylum* degli Arthropoda (specie: *Nerocila orbigny*). Complessivamente, nelle 275 borre esaminate, sono stati identificate 1158 individui appartenenti a 14 specie ittiche mediante l'analisi degli otoliti (Tab. 25).

Tabella 25 - Categorie tassonomiche delle specie ittiche determinate dall'analisi dei resti nella laguna di Colostrai

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	SPECIE
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza</i>	<i>Liza ramada</i>
		<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i>
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
	Sparidae	<i>Sparus</i>	<i>Sparus aurata</i>
		<i>Diplodus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
		<i>Lithognathus</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>
		<i>Sarpa</i>	<i>Sarpa salpa</i>
	Labridae	<i>Coris</i>	<i>Coris julis</i>
	Gobiidae	<i>Gobius</i>	<i>Gobius niger</i>
Mullidae	<i>Mullus</i>	<i>Mullus barbatus</i>	
Anguilliformes	Anguillidae	<i>Anguilla</i>	<i>Anguilla anguilla</i>
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea</i>	<i>Solea solea</i>
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Engraulis</i>	<i>Engraulis encrasicolus</i>
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina</i>	<i>Atherina boyeri</i>

Dall'analisi della dieta non sono state identificate prede preferenziali ma solo prede secondarie e accidentali. La preda più importante rinvenuta nell'analisi è stata: *L. ramada* (Cn% = 33.42; IRI% = 76.51) (Figg. 60-62), *A. boyeri* (Cn% = 23.82; IRI% = 4.16) (Figg. 60-62) e *D. vulgaris* (Cn% = 11.40; IRI% = 4.05) (Figg. 60-62). Le prede rinvenute come prede accidentali sono risultate: *M. cephalus* (Cn% = 9.24; IRI% = 6.02) (Figg. 60-62) anche se con valori quasi di preda secondaria, *G. niger* (Cn% = 6.99; IRI% = 3.35) (Figg. 60-62) e *S. salpa* (Cn% = 5.53; IRI% = 2.55) (Figg. 60-62).

Tutte le altre specie identificate sono state rinvenute con percentuali di minor rilevanza (Tab. 26; Fig. Figg. 60-62).

Il numero medio di pesci rinvenuto in ciascun bolo alimentare è stato di circa 4.2 (DS \pm 1.7, n = 1158). I valori di biomassa predata dal cormorano nella laguna di Colostrai sono risultati maggiori del 50% solo per quanto riguarda la specie *L. ramada* (W% = 52.12) (Fig. 50), tutte le altre specie hanno raggiunto valori inferiori del 15%, *M. cephalus* (W% = 13.56) (Fig. 61) e *D. vulgaris* (W% = 11.87) (Fig. 61) e *D. labrax* (W% = 11.23) (Fig. 61).

Tabella 26 - Dieta di *P. c. sinensis* nella laguna di Colostrai (Nc = numero di prede; F%= Frequenza Percentuale; Cn% = Abbondanza percentuale; W% = biomassa percentuale; IRI% = Indice di importanza relativa percentuale).

Prede	Nc	F%	Cn%	W%	IRI%
<i>Liza ramada</i>	387	31.64	33.42	52.12	76.51
<i>Mugil cephalus</i>	107	9.09	9.24	13.56	6.03
<i>Dicentrarchus labrax</i>	12	2.55	1.04	11.23	1.35
<i>Atherina boyeri</i>	277	8.00	23.92	8.46	4.17
<i>Diplodus vulgaris</i>	132	6.55	11.40	11.87	4.05
<i>Sparus aurata</i>	65	11.64	5.61	2.89	1.78
<i>Lithognathus mormyrus</i>	5	1.09	0.43	0.05	0.02
<i>Sarpa salpa</i>	64	6.91	5.53	7.33	2.55
<i>Solea solea</i>	11	1.82	0.95	0.07	0.05
<i>Anguilla anguilla</i>	8	1.45	0.69	0.98	0.10
<i>Gobius niger</i>	81	7.64	6.99	8.75	3.36
<i>Engraulis encrasicolous</i>	1	0.36	0.09	0.01	0.00
<i>Coris juris</i>	5	0.73	0.43	0.04	0.02
<i>Mullus barbatus</i>	3	0.73	0.26	0.02	0.01

Tabella 27 - La biomassa di pesce consumata dai cormorani nella Laguna di Colostrai durante la stagione di svernamento

Mesi	N° Cormorani	Kg/giorno	Kg/mese	t/mese
Ottobre	176	64.14	1988.49	2
Novembre	631	229.97	6899.23	7
Dicembre	518	188.79	5852.50	6
Gennaio	618	225.24	6982.32	7
Febbraio	391	142.50	3990.11	4
Marzo	241	87.83	2722.88	3
TOTALE				28

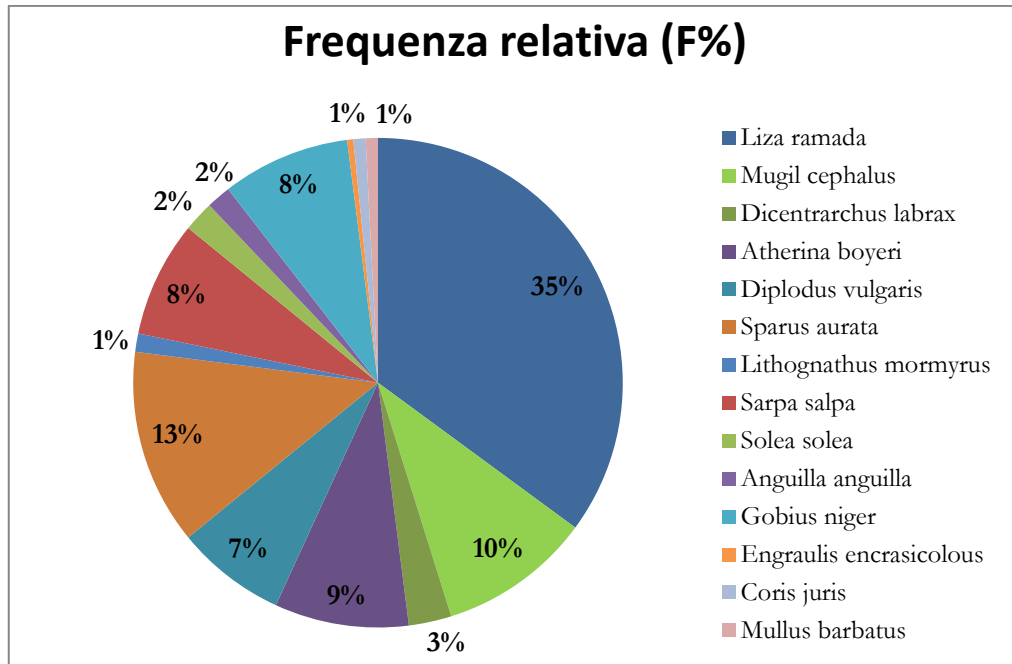


Figura 59 - Frequenza relativa (F%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Colostrai

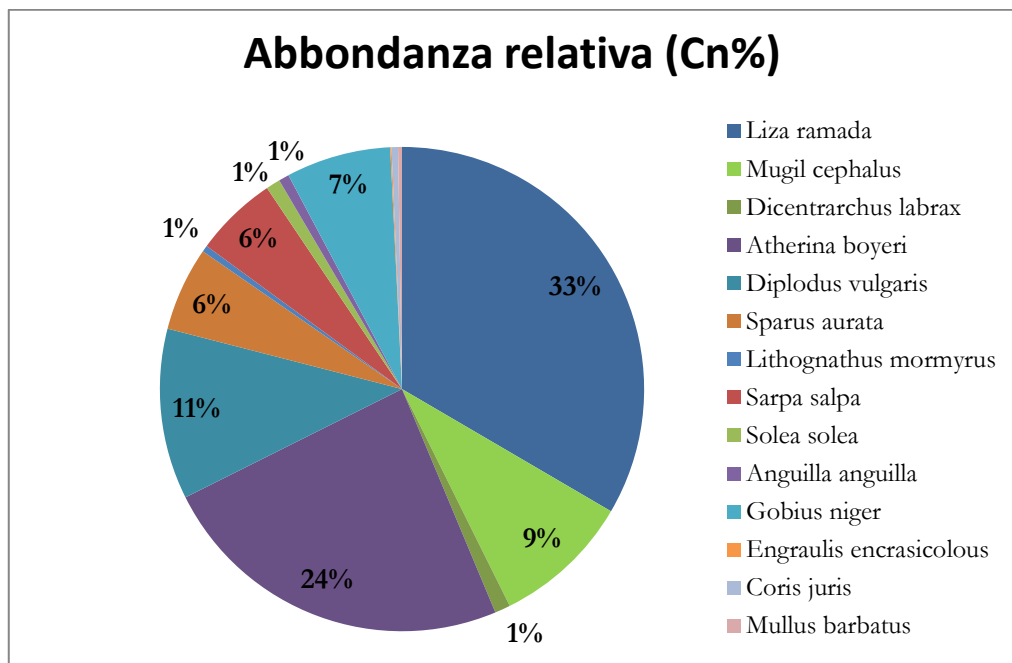


Figura 60 – Abbondanza relativa (Cn%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Colostrai

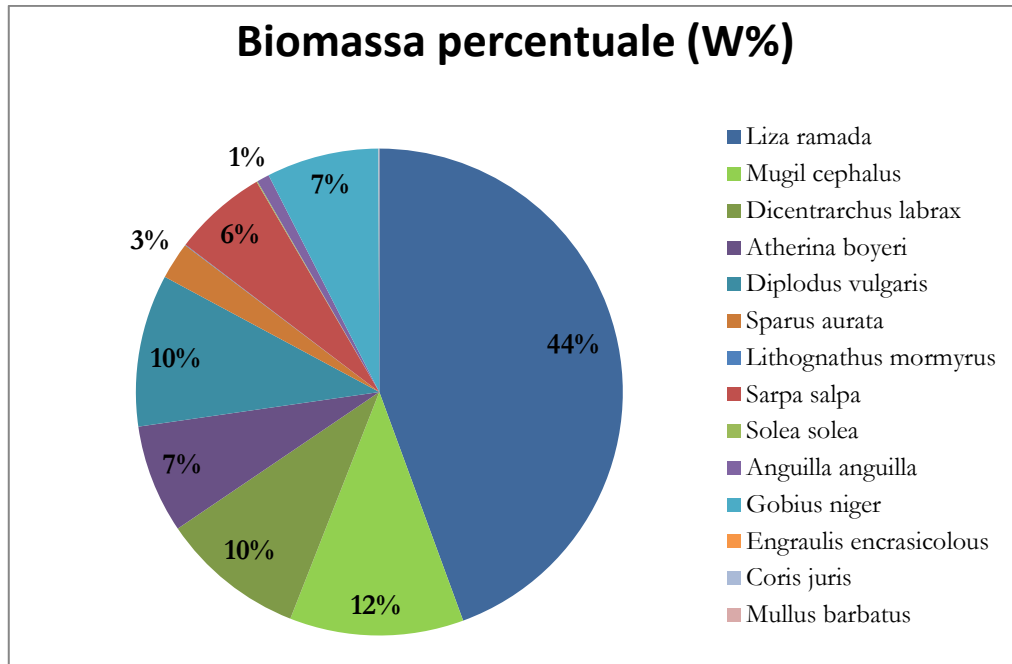


Figura 61 - Biomassa percentuale (W%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Colostri

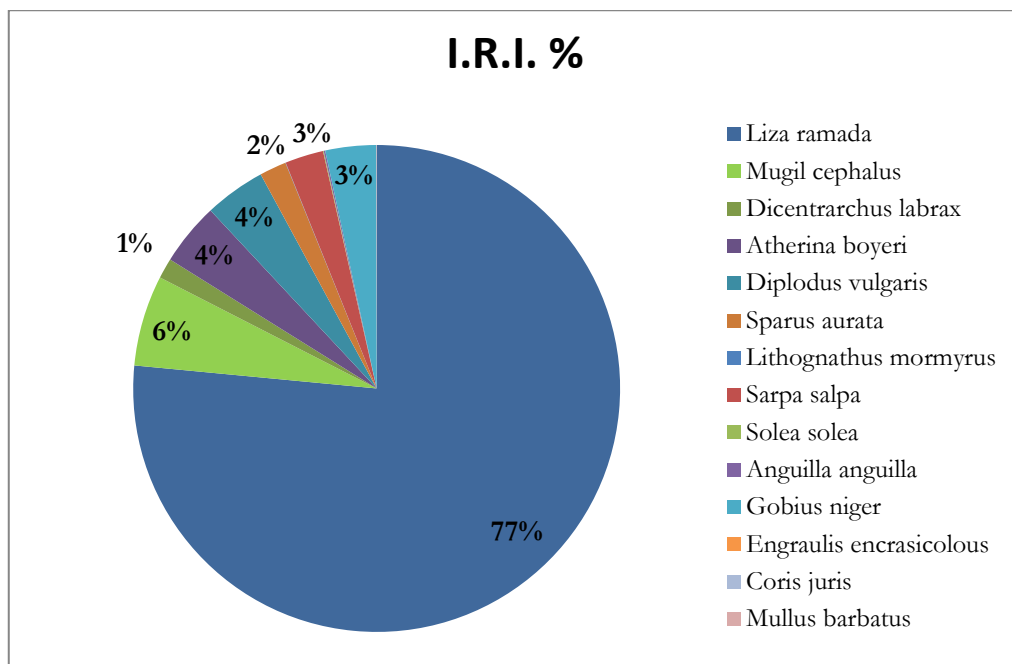


Figura 62 - Composizione percentuale (I.R.I.%) della dieta in *P. c. sinensis* nella laguna di Colostri

Il cormorano *P. c. sinensis* ha mostrato uno spettro trofico limitato, come indicato dai bassi valori degli indici di Levin (B) e di Shannon (H') riscontrati dalle analisi (0.12 e 0.65, rispettivamente).

La dieta infatti, è composta quasi esclusivamente di prede appartenenti al gruppo Osteichthyes. Tra le prede preferenziali riscontrate della dieta, *L. ramada* è risultata la preda più importante con una taglia media di 18.6 cm di lunghezza (DS \pm 2.2, n = 387) (range 7.2-30.1 cm), mentre le prede secondarie *A. boyeri* e *D. vulgaris* sono state predate con lunghezze medie di: 8.8 cm (DS \pm 3.3, n = 277) e 10.4 cm (DS \pm 2.9, n = 132) rispettivamente. Tra le prede accidentali più abbondanti nella dieta *M. cephalus* è stato rinvenuto in un range tra gli 11.2 cm e 25.3 cm con una lunghezza media riscontrata in 18.2 cm (DS \pm 3.5, n = 107).

Il *daily food Intake* (D.F.I.) calcolato per il contingente svernante nella laguna di Colostrai è stato di 364.46 ± 24 g/gg (media \pm SE) per individuo.

Durante il periodo di svernamento, il mese di gennaio è risultato il mese con il maggior numero di individui circa 667, considerando la composizione ponderale della dieta (% W) durante questo periodo è stato stimato un prelievo di biomassa all'interno del compendio ittico di circa 28 ± 16 t (media \pm SE) (Tab. 27).

6.2.6 *Analisi della dieta nello Stagno di Sa Praia*

Durante l'analisi della dieta nello Stagno di Sa Praia, sono stati raccolti 150 boli alimentari, in corrispondenza del dormitorio presente nello stagno.

Nello specifico rispetto al campione totale di 150 boli, è stato possibile analizzare ai fini della determinazione della dieta 144 boli, in quanto il 4.2% (CV%) è risultato costituito solo da un involucro mucoso privo di resti di pesci.

Complessivamente sono stati individuati, analizzati e archiviati 1997 otoliti rinvenuti nell'analisi delle borre.

Nei boli alimentari sono stati ritrovati anche svariati parassiti appartenenti al *Phylum* dei Nematodi (specie: *C. rudolphi*) e al *Phylum* degli Arthropoda (specie: *Nerocila orbigny*). Dei 1997 frammenti ossei identificati nelle 144 borre piene esaminate, sono stati identificati 1522 pesci appartenenti a 16 pesci riconosciuti al livello di specie mediante l'analisi degli otoliti (Tab. 28).

Tabella 28 - Categorie tassonomiche delle specie ittiche determinate dall'analisi dei resti nello Stagno di Sa Praia

ORDINE	FAMIGLIA	GENERE	SPECIE
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Liza</i>	<i>Liza ramada</i>
			<i>Liza saliens</i>
		<i>Mugil</i>	<i>Mugil cephalus</i>
Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
	Sparidae	<i>Sparus</i>	<i>Sparus aurata</i>
		<i>Diplodus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
		<i>Lithognathus</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>
		<i>Sarpa</i>	<i>Sarpa salpa</i>
		<i>Boops</i>	<i>Boops boops</i>
Gobiidae	<i>Gobius</i>	<i>Gobius niger</i>	
	Mullidae	<i>Mullus</i>	<i>Mullus barbatus</i>
Anguilliformes	Anguillidae	<i>Anguilla</i>	<i>Anguilla anguilla</i>
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus</i>	<i>Cyprinus carpio</i>
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Engraulis</i>	<i>Engraulis encrasicolus</i>
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea</i>	<i>Solea solea</i>
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina</i>	<i>Atherina boyeri</i>

Dall'analisi della dieta è emerso che non sono state riscontrate prede preferenziali ma tutte comprese tra prede secondarie e prede accidentali. *L. ramada* (Cn% = 27.66; IRI% = 43.75) è risultata la preda più abbondante nella dieta di *P. c. sinensis* (Figg. 64-66). *A. boyeri* (Cn% = 24.98; IRI% = 35.73) (Figg. 64-66) e *D. vulgaris* (Cn% = 14.83; IRI% = 12.72) (Figg. 64-66) sono state evidenziate come prede secondaria nelle abitudini alimentari del cormorano. Tutte le altre specie identificate sono risultate come prede accidentali tra le più significative registriamo: *S. salpa* (Cn% = 6.12; IRI% = 2.23) (Figg. 64-66), *M. cephalus* (Cn% = 4.11; IRI% = 1.04) (Figg. 64-66), *E. encrasicolous* (Cn% = 4.69; IRI% = 1.33) (Figg. 64-66) e *G. niger* (Cn% = 4.21; IRI% = 1.08) (Figg. 64-66).

Le restanti specie identificate sono state rinvenute con percentuali di minor rilevanza.

Il numero medio di pesci rinvenuto nei boli alimentari è stato di circa 7.3 (DS \pm 2.8).

Dall'analisi è emerso un quantitativo di biomassa prelevato superiore al 70% per alcune specie: *L. ramada* (W% = 80.95) (Fig. 65), *A. boyeri* (W% = 73.11) (Fig. 54). Mentre *D. vulgaris* (W% = 43.42) (Fig. 65), *S. salpa* (W% = 17.93) e *M. cephalus* (W% = 12.04) (Fig. 65) sono stati rinvenuti con valori di biomassa minori.

Tabella 29 - Dieta di *P. c. sinensis* nello Stagno di Sa Praia (Nc = numero di prede; F%= Frequenza Percentuale; Cn% = Abbondanza relativa; W% = biomassa percentuale; IRI% = Indice di importanza relativa percentuale).

Prede	Nc	F%	Cn%	W%	IRI%
<i>Liza ramada</i>	289	27.66	27.66	80.95	43.76
<i>Liza saliens</i>	25	2.39	2.39	7.00	0.37
<i>Mugil cephalus</i>	43	4.11	4.11	12.04	1.04
<i>Dicentrarchus labrax</i>	8	0.77	0.77	2.24	0.05
<i>Atherina boyeri</i>	261	24.98	24.98	73.11	35.74
<i>Diplodus vulgaris</i>	155	14.83	14.83	43.42	12.72
<i>Sparus aurata</i>	40	3.83	3.83	11.20	0.90
<i>Litbognathus mormyrus</i>	9	0.86	0.86	2.52	0.06
<i>Sarpa salpa</i>	64	6.12	6.12	17.93	2.24
<i>Boops boops</i>	8	0.77	0.77	2.24	0.05
<i>Solea solea</i>	14	1.34	1.34	3.92	0.13
<i>Anguilla anguilla</i>	4	0.38	0.38	1.12	0.02
<i>Gobius niger</i>	44	4.21	4.21	12.32	1.08
<i>Engraulis encrasicolous</i>	49	4.69	4.69	13.73	1.33
<i>Coris juris</i>	30	2.87	2.87	8.40	0.52
<i>Mullus barbatus</i>	2	0.19	0.19	0.56	0.01
<i>Liza ramada</i>	289	27.66	27.66	80.95	43.76

Tabella 30 - La biomassa di pesce consumata dai cormorani nello Stagno di Sa Praia durante la stagione di svernamento

Mesi	N° Cormorani	Kg/giorno	Kg/mese	t/mese
Ottobre	217	84.55	2621.11	3
Novembre	385	150.01	4500.34	5
Dicembre	366	142.61	4420.86	4
Gennaio	434	169.10	5242.22	5
Febbraio	312	121.57	3403.90	3
Marzo	188	73.25	2270.82	2
TOTALE				22

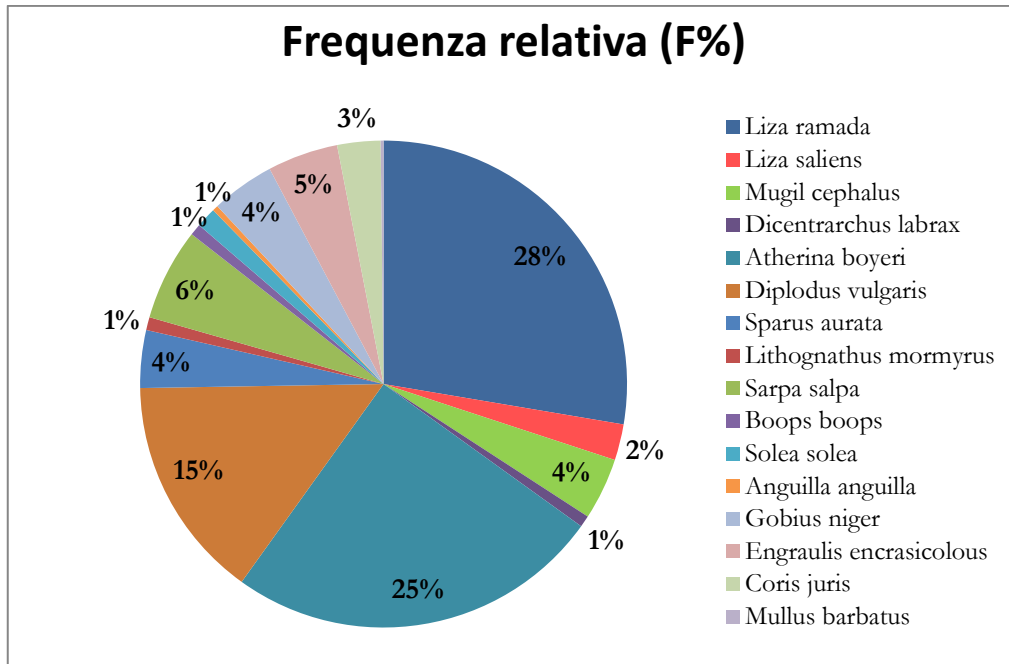


Figura 63 - Frequenza relativa (F%) della dieta in *P. c. sinensis* nello Stagno di Sa Praia

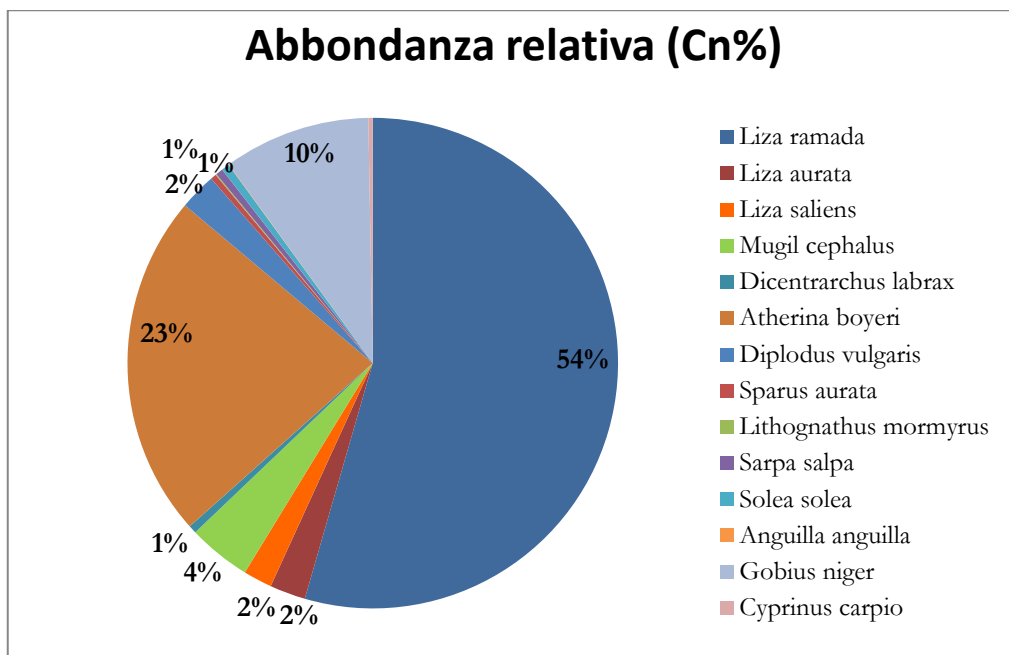


Figura 64 – Abbondanza relativa (Cn%) della dieta in *P. c. sinensis* nello Stagno di Sa Praia

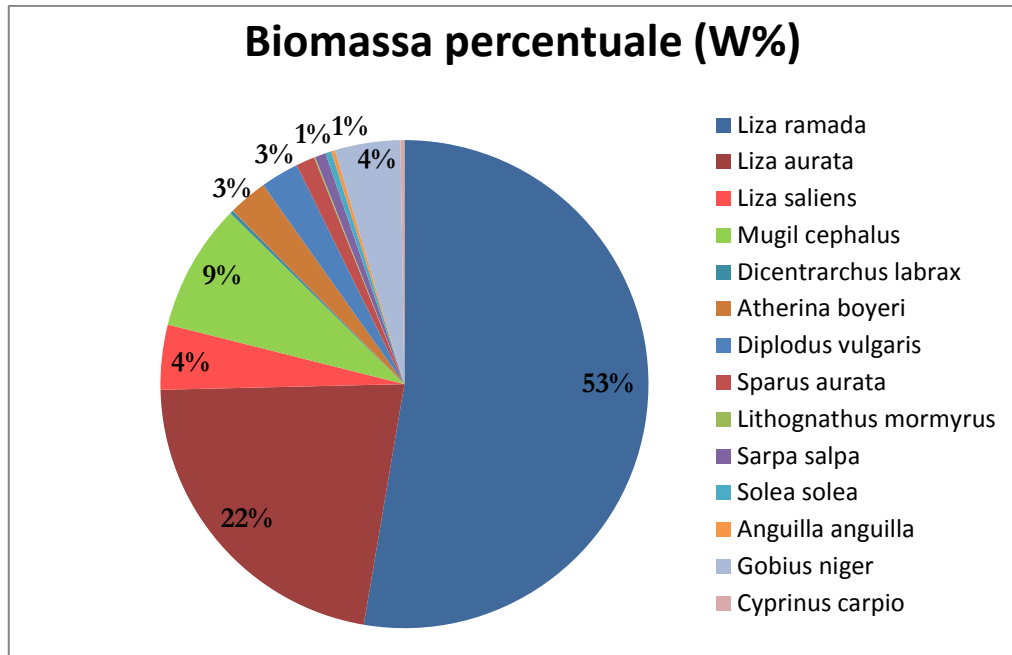


Figura 65 - Biomassa percentuale (W%) della dieta *P. c. sinensis* nello Stagno di Sa Praia

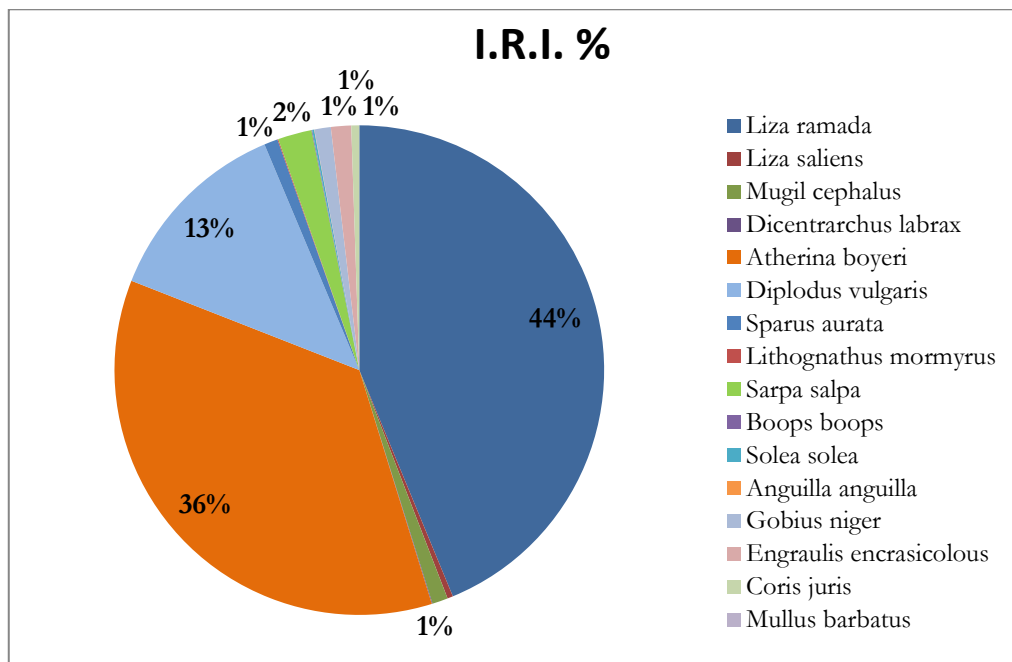


Figura 66 - Composizione percentuale (I.R.I.%) della dieta in *P. c. sinensis* nello Stagno di Sa Praia

Il cormorano *P. c. sinensis* ha mostrato uno spettro trofico limitato, come indicato dai bassi valori degli indici di Levin (B) e di Shannon (H') riscontrati dalle analisi (0.09 e 0.74, rispettivamente).

La dieta infatti, è composta quasi esclusivamente di pesci appartenenti al gruppo Osteichthyes.

Per quanto riguarda le lunghezze della specie ittica più abbondante riscontrata nella dieta abbiamo che *L. ramada* è stata ritrovata con una taglia media di 20.7 cm (DS \pm 3.6, n = 289) (range 8.8 cm – 32.7 cm).

Tra le prede secondarie nelle abitudini alimentari del cormorano che si alimenta nello Stagno di Sa Praia invece abbiamo, *A. boyeri* predata con una taglia media di 9.3 cm di lunghezza (DS \pm 2.3, n = 261), seguita da *D. vulgaris* con una lunghezza media di 11.1 cm (DS \pm 2.2, n = 155).

Il consumo medio giornaliero (D.F.I.), per questo studio nella è stato calcolato in 389.64 \pm 24 g/gg (media \pm SE) per individuo.

Nel periodo di svernamento la biomassa complessiva consumata durante la stagione, è stato stimata in circa 22 \pm 11 t (media \pm SE). Considerando la composizione ponderale della dieta (% W) (Tab. 29-30).

6.3 *Analisi dei parassiti*

Dall'analisi delle borre raccolte nei dormitori situati nella laguna di Cabras e nella laguna di Sant'Antioco è emerso che su un totale di 880 campioni, in 163 boli sono stati rinvenuti parassiti, la maggior parte dei quali sono stati identificati morfologicamente come nematodi adulti della specie *Contraecaecum rudolphii* Hartwich, 1964, appartenente alla famiglia Anisakidae (Moravec, 1994; Shamsi et al., 2009).

La seconda specie parassita identificata su base morfologica è rappresentata dal crostaceo isopode *Nerocila orbigny* (Guérin-Méneville, 1832).

Per quanto riguarda la frequenza dei parassiti identificati per i campioni della laguna di Cabras, su 357 borre piene il 15.7% di esse è risultato parassitato. Nello specifico, esaminando i boli positivi è emerso che l'88% (n = 78) dei parassiti rinvenuti appartiene alla specie *C. rudolphii* mentre il 12% (n = 10) all'isopode *Nerocila orbigny*. Complessivamente, nel 98% delle 56 borre contenenti nematodi sono stati rinvenuti frammenti ossei appartenenti alla specie ittica *D. labrax*.

Dall'analisi dei parassiti effettuata nei boli alimentari raccolti nella laguna di Sant'Antioco è emerso che il 13.4% delle 442 borre esaminate conteneva parassiti. Andando ad esaminare i boli contenenti parassiti è stato evidenziato che il 90.8% (n = 69) di essi appartiene alla specie *C. rudolphii* mentre il 9.2% (n = 7) appartiene a *N. orbigny*. In tutte le borre contenenti il nematode *C. rudolphii* sono stati rinvenuti frammenti ossei appartenenti alla specie ittica *D. labrax*.

Le larve al terzo stadio di *C. rudolphii*, in acque sarde si ritrovano nella cavità viscerale di numerosi teleostei di ambiente marino e lagunare (esclusi i mugilidi), con indici parassitologici che sono particolarmente maggiori nella spigola rispetto a quelli registrati per gli altri ospiti sia riguardo alla prevalenza ($P = 83.9\%$) che all'intensità dell'infezione (fino a 583 larve per spigola, con valore medio di 95.1) (Culurgioni et al., 2014a).

Ciò suggerisce una preferenzialità d'ospite che può essere messa in relazione con il fatto che *D. labrax* è una delle specie ittiche predate dai cormorani come preda secondaria, e quindi rappresenta un ospite strategico nello svolgimento del ciclo biologico del parassita (Culurgioni et al., 2014b).

I parassiti, che giungono allo stadio larvale nello stomaco del loro ospite definitivo, necessitano di tempo per la maturazione e per la riproduzione sessuale, prima di venire espulsi. Di conseguenza, il rilevamento di adulti di *Contraecaecum rudolphii* nelle borre di

cormorano può essere considerata come un indicatore qualitativo della presenza di *D. labrax* nella sua dieta, anche in assenza di reperti ossei di questa specie rispetto ai quali permangono nello stomaco per un tempo più lungo.

6.4 *Struttura di popolazione nella dieta del cormorano*

Dall'analisi della composizione specifica delle specie predate, è emerso come i Mugilidi risultino essere la famiglia dominante, rappresentando, quindi un buon indicatore per lo studio dei popolamenti ittici presenti nella laguna di Cabras. Nello specifico tra i Mugilidi, la specie *L. ramada* risulta essere la specie più predata seguita da *M. cephalus*, *L. saliens* e *L. aurata*.

Il numero sufficiente alto di catture da parte del cormorano ha reso possibile l'analisi delle variazioni nella struttura di popolazione di *L. ramada* e delle altre specie nel corso del periodo di indagine.

Nel corso del presente studio sono stati individuati i parametri biometrici relativi alle specie ittiche predate.

L'analisi della composizione in lunghezza del campione mostra un *range* di taglia piuttosto ampio per le diverse specie predate, compreso tra 4 e 27 cm (*L. ramada*) (Fig. 67), tra 7 e 30 cm (*L. aurata*) (Fig. 68), tra 3 e 19 cm (*L. saliens*) (Fig. 69) e tra 10 e 20 cm (*M. cephalus*) (Fig. 70).

Per *L. ramada* la distribuzione appare bimodale con mode a 16 e 20 cm (Fig. 67). Per quanto riguarda *L. aurata* la distribuzione si presenta plurimodale, con moda principale a 18 e 20 cm. Sono poi presenti altre mode a 14, 17 e 20 cm. La distribuzione di *L. saliens* appare monomodale con moda a 11 cm. La struttura nel caso di *M. cephalus*, appare bimodale, con moda a 18 e 19 cm.

L'analisi della composizione in lunghezza per quanto riguarda la spigola (*D. labrax*) rinvenuta nelle catture del cormorano, mostra anche in questo caso un *range* di taglia piuttosto ampio, compreso tra 5 e 30 cm (Fig. 71).

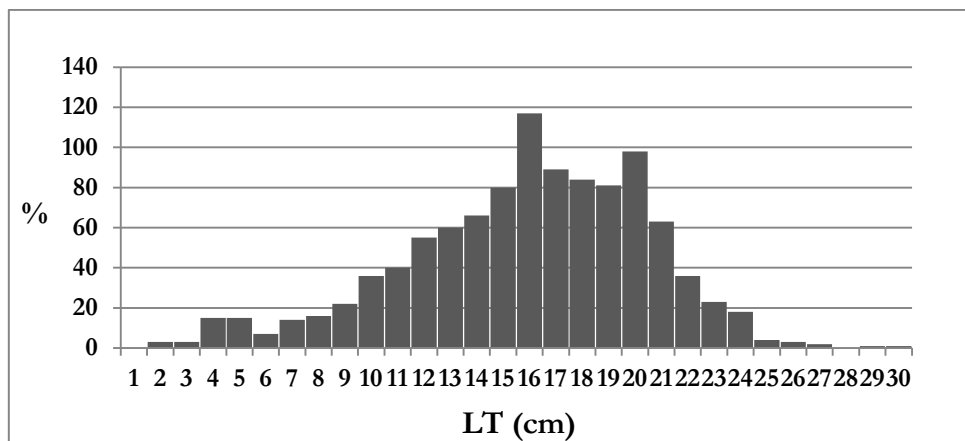


Figura 67 - Distribuzione taglia/frequenza del popolamento di *L. ramada* predato nella laguna di Cabras.

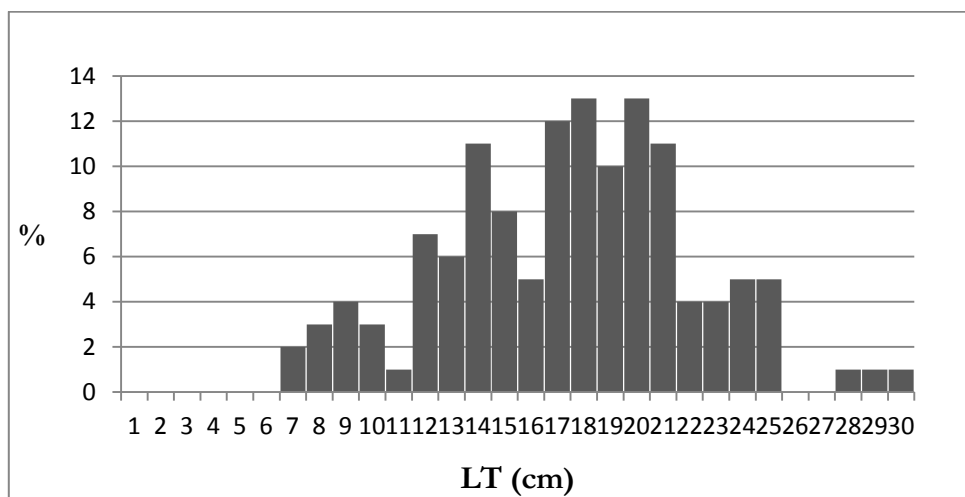


Figura 68 - Distribuzione taglia/frequenza del popolamento di *L. aurata* predato nella laguna di Cabras

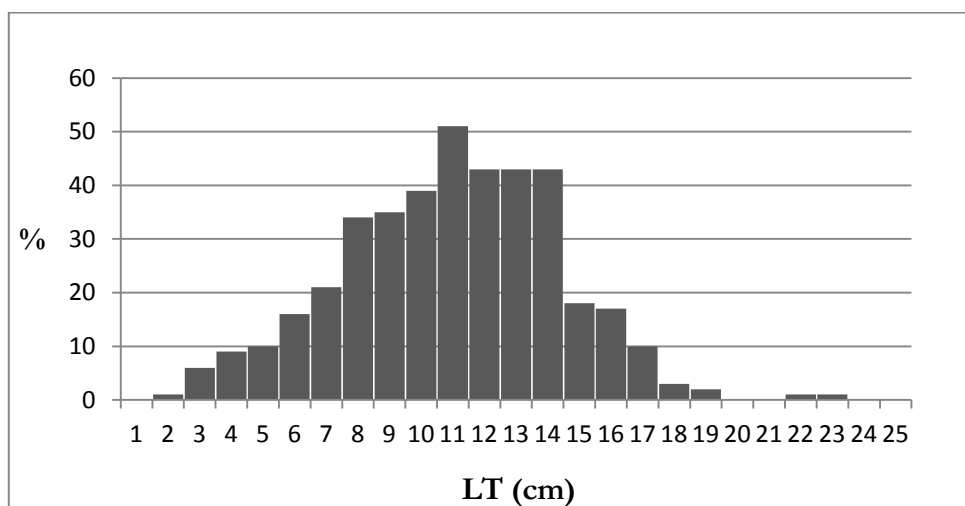


Figura 69 - Distribuzione taglia/frequenza del popolamento di *L. saliens* predato nella laguna di Cabras

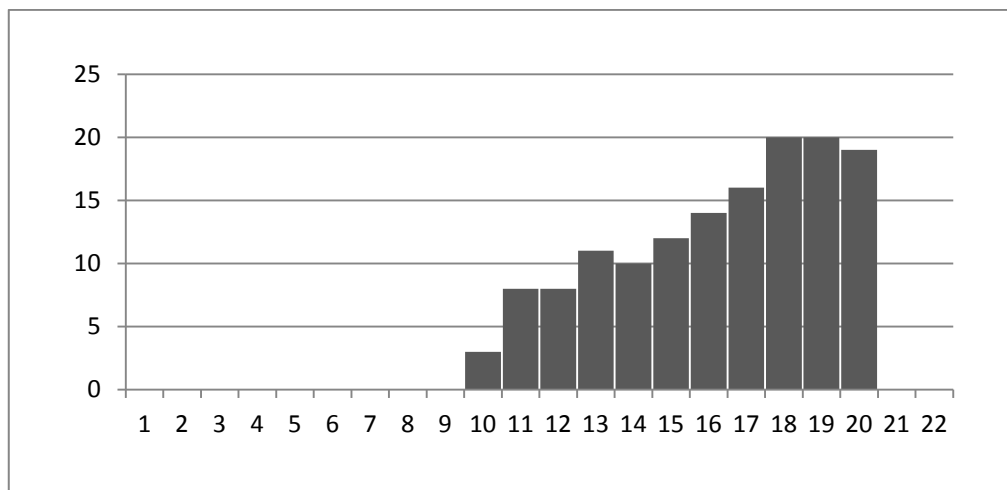


Figura 70 - Distribuzione taglia/frequenza del popolamento di *M. cephalus* preda to nella laguna di Cabras

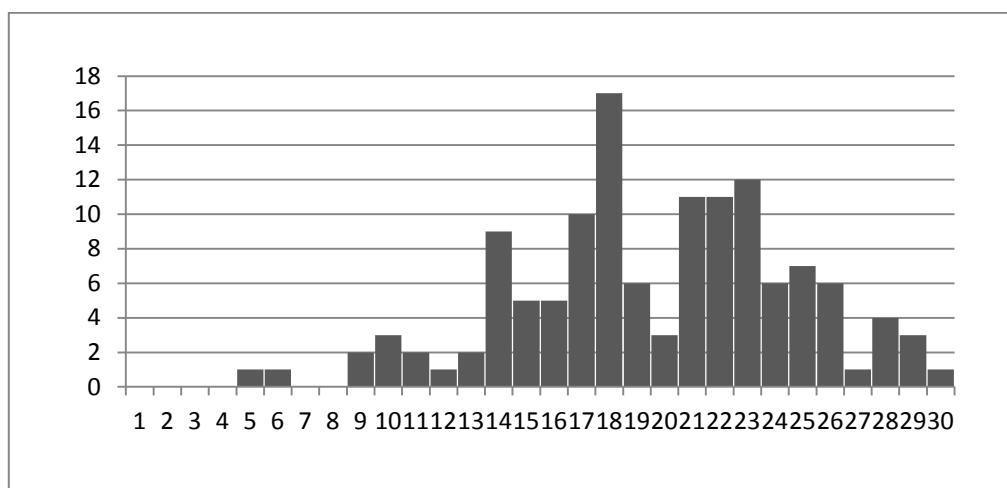


Figura 71 - Distribuzione taglia/frequenza del popolamento di *D. labrax* preda to nella laguna di Cabras

Dall'analisi dei dati è emerso che la specie *L. ramada* ha un accrescimento lineare. Sono stati sottoposti a determinazione dell'età, mediante i dati delle lunghezze rilevate per le specie predate. Dall'analisi dei dati ottenuti è stato possibile estrapolare la curva di accrescimento teorica secondo il modello di Von Bertalanffy, descritta dalla seguente equazione:

$$L = 47.76 (1 - e^{-0.21 (t+0.1519)})$$

Con $r^2 = 0.979$

La rappresentazione grafica è riportata in figura 72.

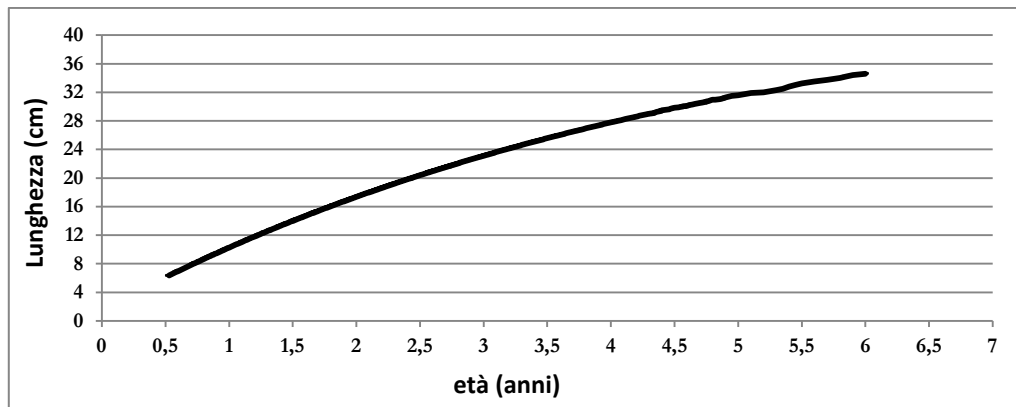


Figura 72 - Curva di accrescimento di *L. ramada* secondo il modello teorico di Von Bertalanffy, 1938

La specie nella laguna di Cabras ha un accrescimento molto rapido, che la porta a raggiungere la taglia commerciale di 20 cm a metà del secondo anno di vita.

6.5 Relazione taglia-peso delle specie predate

I dati di lunghezza (LT) e peso (PT) sono stati correlati al fine di determinare le costanti di crescita relative alle specie predate. La relazione taglia peso, calcolata per gli esemplari rinvenuti nella dieta, mostra che l'accrescimento è di tipo allometrico positivo.

Nella curva creata di *L. ramada* il coefficiente angolare della retta di regressione (b) risulta infatti essere pari a 3.14 (Fig. 73).

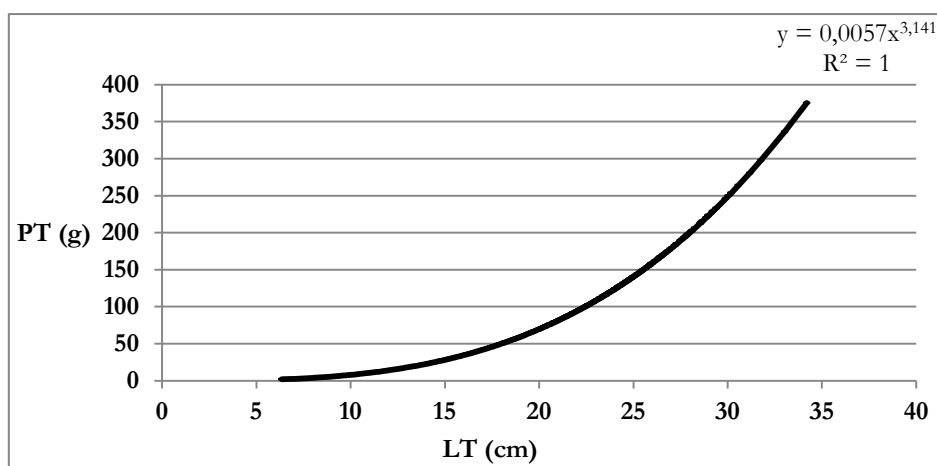


Figura 73 - Relazione taglia-peso negli individui di *L. ramada* predati nella laguna di Cabras

Il valore del coefficiente di determinazione, vicino a 1, indica che la relazione è significativa. La retta di regressione calcolata per *L. saliens* presenta un coefficiente angolare (b) pari a 2.9 (Fig. 74).

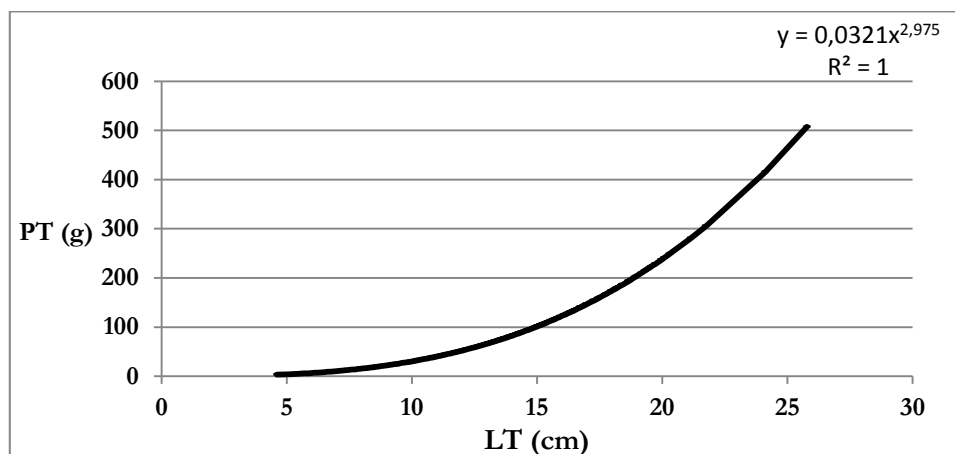


Figura 74 - Relazione taglia-peso negli individui di *L. saliens* predati nella laguna di Cabras

Nei due grafici successivi realizzati per *L. aurata* e *D. labrax* il coefficiente della retta ha valori non dissimili, di 3 in entrambi i casi (Fig. 75-76).

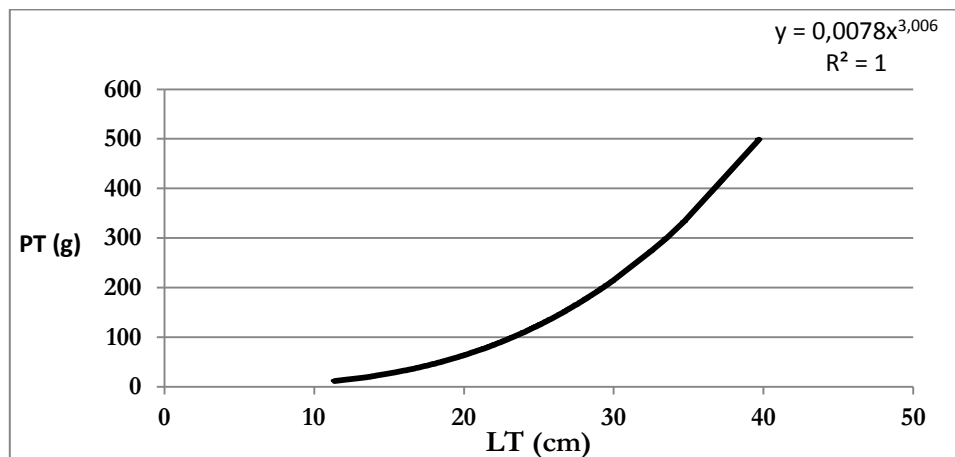


Figura 75 - Relazione taglia-peso negli individui di *L. aurata* predati nella laguna di Cabras

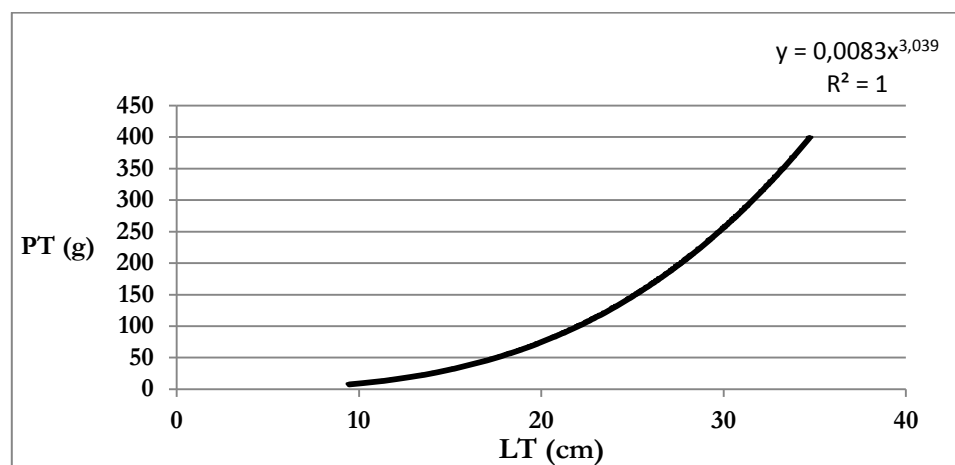


Figura 76 - Relazione taglia-peso negli individui di *D. labrax* predati nella laguna di Cabras

6.6 Tassi di mortalità

In laguna il tasso di mortalità naturale è molto basso, ad eccezione dei periodi in cui all'interno dei bacini è presente distrofia.

Per calcolare il tasso di mortalità naturale in laguna (M) è stato utilizzato il metodo empirico di Pauly (Pauly, 1983a, 1983b, 1984a, 1984b) che, partendo dai valori noti di L_{∞} , K , e T (temperatura) restituisce il valore di (M).

Per ottenere il tasso di mortalità tramite la formula di Pauly sono stati utilizzati i seguenti parametri proposti in bibliografia per *L. ramada* nella laguna di Cabras (Murenu et al., 2004):

$$L_{\infty} = 47.76;$$

$$K = 0.21;$$

$$L_{t_0} = -0.15196;$$

$$T_{\text{temperatura media annuale}} = 17^{\circ}\text{C}.$$

In questo lavoro abbiamo calcolato un tasso di mortalità naturale pari a 0.30.

Per il calcolo della mortalità totale impiegando il metodo della “*catch curve*” contenuto nel programma FISAT II, (Gayanillo et al., 1996) abbiamo ottenuto un tasso di sfruttamento da pesca pari a 0.75 (dati inediti). Successivamente abbiamo provveduto a calcolare il tasso di mortalità aggiuntiva dei cormorani che si alimentano nella laguna di Cabras mediante la formula proposta da Beverton & Holt, 1956 ottenendo come risultato un valore pari a 0.67.

6.7 Predazione del cormorano su uno stock di pesci ed effetti della mortalità aggiuntiva nelle diverse fasi

Dall'analisi del modello, è emerso che nella fase di pre-reclutamento, considerando uno *stock* ipotetico iniziale di 100 viene esercitata una azione predatoria densità dipendente del cormorano pari a $M_{\text{cormorano}} = 0.67$.

I parametri della mortalità naturale calcolati nel presente studio vengono assunti pari a 0.30. L'effetto della predazione sui pesci in questa fase può essere considerata come una mortalità compensatoria in quanto non risulterebbe quantitativamente significativa se considerassimo agli altri fattori di mortalità naturale che condizionano questa fase (Tab. 31). Nella fase di post-reclutamento descritta dal classico modello di Beverton & Holt, 1957, viene assunto per semplicità che il parametro di mortalità naturale sia costante nel tempo (almeno per un anno) ed indipendente dalla densità di popolazione:

$$N(t) = N_0 e^{-(M+F)t}$$

Questo modello viene generalmente accettato nelle applicazioni sulla dinamica degli *stock* sfruttati (Gulland, 1983).

Nella fase di post-reclutamento la mortalità naturale è più bassa che nella fase di pre-reclutamento. La mortalità da pesca diventa invece significativa rispetto ai diversi fattori di mortalità naturale e dunque la predazione da cormorano è un importante fattore di mortalità addizionale. In tabella 31 viene illustrato il modello ottenuto, partendo sempre da uno *stock* ipotetico di 100 individui, sottoposti all'influenza costante di mortalità naturale (M), mortalità da pesca (F) e mortalità dovuta alla predazione del cormorano ($M_{\text{cormorano}}$), considerando i due casi: assenza di mortalità da cormorano e presenza della mortalità da cormorano.

Nell'esempio 1 mostrato in tabella 32 la differenza tra le catture da pesca in assenza del cormorano (28.77 pesci-anno⁻¹) e in sua presenza (27.5 pesci-anno⁻¹) è relativamente modesta (4%) poiché il tasso di predazione è stato ipotizzato basso (0.1 anno⁻¹). In questo caso, la perdita per i pescatori e l'impatto sulla popolazione ittica è trascurabile.

Nell'esempio 2 invece la differenza nelle catture è più accentuata in quanto il tasso di predazione del cormorano viene assunto pari a 0.67 anno⁻¹ come calcolato nella presente

tesi mediante la formula di Beverton & Holt del 1956. Si passa infatti da 48.5 pesci-anno⁻¹ in assenza di predazione a 38.4 pesci-anno⁻¹ in presenza del cormorano.

I risultati ottenuti dall'applicazione dell'*Exponential Decay Model* (Sparre & Venema, 1998), per le specie più predate (mugilidi) hanno evidenziato una perdita maggiore per la classe di età 2+. Proseguendo nell'analisi, si è notato come, in presenza della mortalità aggiuntiva del cormorano, col passare del tempo la perdita nello *stock* ittico aumenta di una percentuale pari al 24.25% per i primi 18 mesi e di quasi il 30% per il secondo anno consecutivo di predazione (Tab. 32).

Tabella 31 - Modello di mortalità densità dipendente (Beverton & Holt, 1957): $N(t) = N_0 e^{-Mt}$

Parametri utilizzati	$N_0 = 100$ pesci – $M = 0.3 (N8t)/N_0$ – $M_{co} = 0.67$ ($N(t)/N_0$)				
	0	0.5	1	1.5	2
Tempo (anno)	0	0.5	1	1.5	2
N(t) senza predazione	100	63.52	47.88	38.25	31.54
N(t) con predazione	100	54.46	39.41	30,91	25.24
Diminuzione degli effettivi	0,00%	14.26%	17.69%	19.20%	19.96%

Tabella 32 - Modello nelle catture [$(C(t) = F(M+F)^{-1} N_0(1-e^{-(M+F)t})$] (Beverton & Holt, 1956)

Parametri utilizzati	Esempio 1:			Esempio 2:		
Tasso di mortalità naturale (M)	0.30 anno ⁻¹			0.30 anno ⁻¹		
Mortalità da pesca (F)	0.40 anno ⁻¹			0.75 anno ⁻¹		
$M_{cormorano}$	0.10 anno ⁻¹			0.67 anno ⁻¹		
N° iniziale di pesci	100			100		
Tempo (anno)	1°	2°	3°	1°	1.5°	2°
Catture senza predazione	28.77	43.05	50.15	48.52	64.67	70.04
Catture con predazione	27.53	39.91	45.46	38.46	45.49	46.77
Perdita nella pesca	-4.29%	-7.31%	-9.34%	-20.73%	-24.25%	-29.66%

6.8 *Analisi dell'impatto economico*

L'analisi del danno economico è stata effettuata per il compendio della laguna di Cabras in quanto nel bacino è presente il maggior numero di cormorani dell'isola.

Per valutare il danno economico è stato preso in considerazione la Delibera Regionale N. 38/39 DEL 6.8.2009 in merito ai danni causati dall'impatto alle produzioni ittiche.

I parametri utilizzati sono stati:

- Numero di cormorani censiti nella laguna;
- Consumo medio giornaliero in grammi (D.F.I.);
- Composizione qualitativa della dieta;
- I prezzi delle specie ittiche pubblicati dalla Camera di Commercio di Cagliari.

L'analisi della dieta ha mostrato che a livello di biomassa predata i Mugilidi, con le specie *L. ramada*, *L. saliens*, *L. aurata* e *M. cephalus*, rappresentano il 74% della dieta, la spigola (*D. labrax*) il 10.4 % il restante 15.4 % è costituito dalle altre specie commerciali risultate poco presenti nella dieta del cormorano.

Confrontando gli anni di indagine (Tab. 33; Fig. 77), si può notare come il prelievo di pesce da parte dei cormorani nei diversi anni rimane costante, ad eccezione dell'ultimo anno 2014/2015 in cui si ha un incremento nelle catture pari al 22 %.

La stima del prelievo ittico effettuato da *P. c. sinensis*, durante le stagioni di svernamento nella laguna di Cabras, a carico di ciascuna specie ittica, è stata fatta per ogni singolo periodo (Tab. 33; Fig. 77).

Da ciò è emerso che la predazione a carico delle principali specie ittiche è così ripartita: mugilidi = 313 t, moronidi = 42 t, altre specie = 67 t per l'anno 2011-2012; mugilidi = 404.5 t, moronidi = 55.47 t, altre specie = 83.62 t per l'anno 2012-2013; mugilidi = 373.5 t, moronidi = 52.3 t, altre specie = 76.3 t per l'anno 2013-2014 e mugilidi = 455.3 t, moronidi = 64.6 t, altre specie = 92.1 t per l'anno 2014-2015 (Figg. 77-78).

Al fine di stimare l'impatto economico delle catture di *P. c. sinensis* è fondamentale considerare il fatto che il prelievo del pesce, sia da parte del cormorano che da parte dell'uomo, è a carico soltanto di una parte del popolamento ittico presente in laguna. Si è poi quindi provveduto a confrontare i dati dello sforzo di pesca esercitato dalla

Cooperativa nel compendio ittico con i dati bibliografici inerenti a studi sulla rete trofica della laguna al fine di stabilire la biomassa prodotta.

Considerando inizialmente il 45.5% dei mugilidi consumati che al momento della predazione avevano raggiunto la taglia commerciale (>20 cm) è stato calcolato un danno economico di circa 908800 Euro (circa 142 t) Per quanto riguarda le spigole è stato invece calcolato un danno economico pari a circa 254208 Euro corrispondente a 19.8 t.

Successivamente abbiamo calcolato sul restante 54.5 % relativo alla frazione dei Mugilidi che al momento della predazione non avevano raggiunto la taglia commerciale (circa 171 t), un danno quantitativo di 21 t per il primo anno pari a circa 168000 Euro, di 24.5 t per il secondo anno pari a 196000 euro e di 30 t per il terzo anno pari a 240000 euro.

Il danno economico relativo alla perdita dei mugilidi e dei moronidi è stato stimato anche per gli anni successivi (Fig. 79) e si è così ipotizzato una perdita di più di 3 milioni euro.

Tabella 33 – Biomassa consumata dai cormorani nella laguna di Cabras durante la stagione di svernamento nei diversi anni (t/mese)

	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015
Ott	1	3	6	14
Nov	68	124	82	91
Dic	143	130	159	201
Gen	43	163	108	172
Feb	107	78	76	134
Mar	60	44	72	

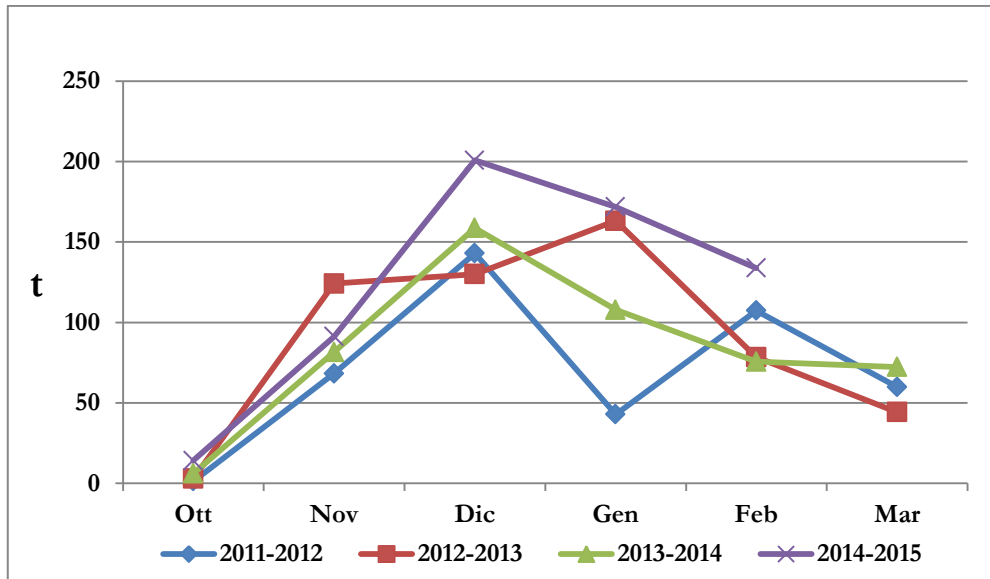


Figura 77 – Andamento della biomassa predata dai cormorani nella laguna di Cabras durante la stagione di svernamento nei diversi anni

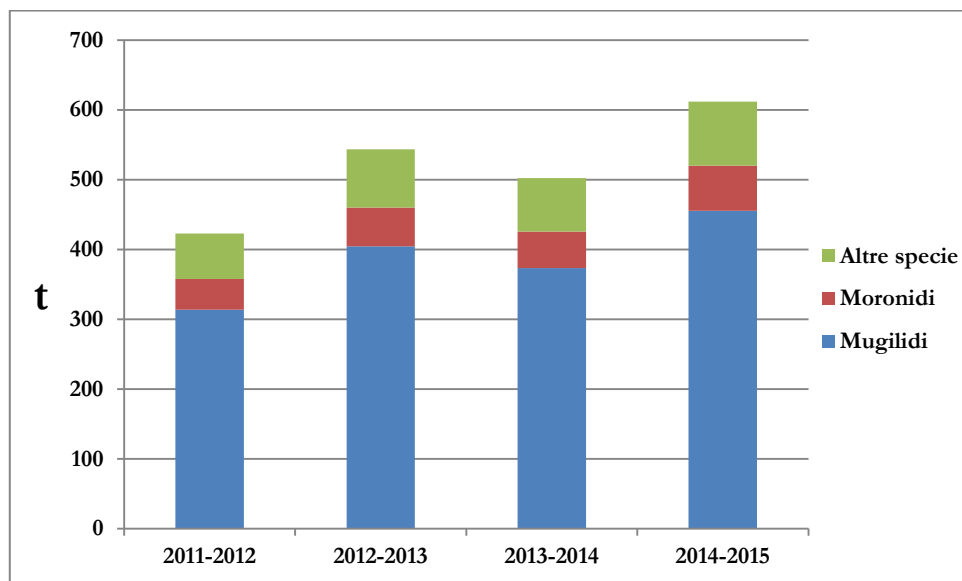


Figura 78 - Biomassa consumata dai cormorani nella laguna di Cabras durante la stagione di svernamento nei diversi anni (t/anno)

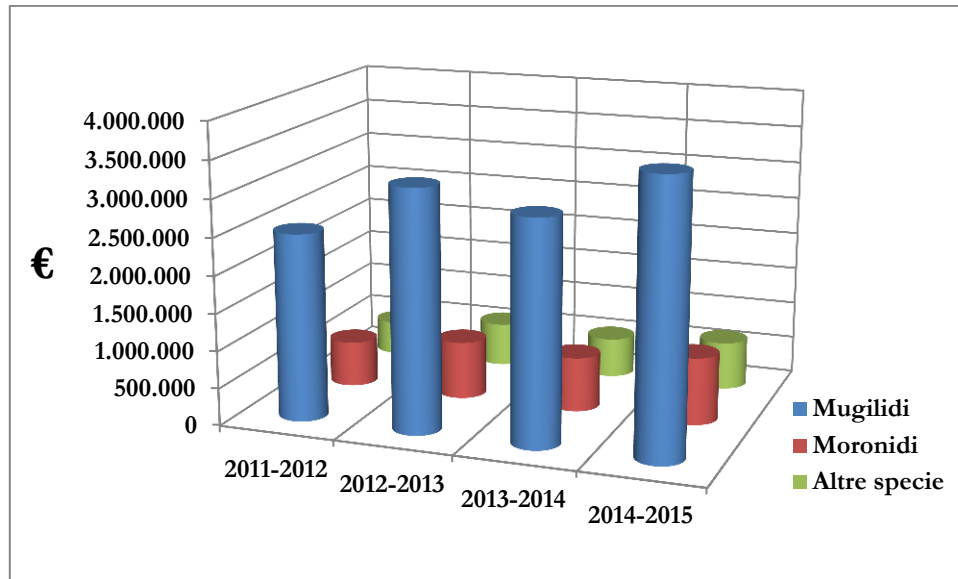


Figura 79 – Quantitativo in termini economici della perdita nei diversi anni.

7 IPOTESI DI UNA PREDAZIONE ECONOMICAMENTE ED ECOLOGICAMENTE ACCETTABILE

Dopo aver stabilito in termini oggettivi la predazione di *P. c. sinensis*, è necessario pianificare un intervento affinché l'impatto della predazione sia ricondotto ad un termine economicamente "accettabile".

I modelli di dinamica di popolazione suggeriscono che il limite ecologico di sviluppo della popolazione complessiva europea deve ancora essere raggiunto (cfr. paragrafo "evoluzione futura della popolazione..."). In futuro, pertanto, il conflitto tra attività produttive e predazione continuerà ad esistere se non ad acuirsi ulteriormente e, ad ogni modo, il limite ecologico di sviluppo della popolazione sembrerebbe comunque eccedere il limite economicamente sostenibile.

La determinazione del numero massimo di individui compatibile con le attività di pesca e l'acquacoltura può basarsi sulla definizione di un livello massimo di predazione da ritenersi accettabile, o in altri termini "economicamente conveniente", in base al bilancio dei costi (mezzi di dissuasione, ecc.) e dei benefici previsti (maggiore resa del pescato) e può essere calcolato tramite la formula proposta da Volponi nel 1996:

$$N = VPA * K * \sum (S_i * Y_i)$$

Dove: N = Presenza compatibile dei predatori espresso come "numero di giorni-predatore"; V.P.A. = Valore della predazione ritenuto accettabile (espresso come frazione della *yield* annua); K = costante che tiene conto della razione alimentare giornaliera (D.F.I.) che risulta uguale a 2 quando il D.F.I. per individuo è fissato a 500 g; S_i = superficie dell'area produttiva *i*; Y_i = pescato nell'area *i* espresso come kg/ha(anno). Un'applicazione di questo modello è stata applicata per la popolazione di cormorani svernante nella laguna di Cabras per la quale si dispone dei dati necessari.

I parametri utilizzati per il modello sono stati:

$K = 2$ (D.F.I. = 500 g)

V.P.A. = 10%

I valori di Y e S per l'area di indagine sono relative al lavoro di Magni et al., (2005).

Dal calcolo è emerso un valore massimo accettabile di presenza dei cormorani nel periodo di svernamento (ottobre-marzo), di circa 1000 individui contro una presenza media osservata di circa 8486 cormorani per l'anno 2014-2015 (media stagione svernamento = 8486 per 180 giorni). Dai monitoraggi effettuati nell'area di studio la popolazione risulta permanente nell'area indagata per ca. 180 giorni.

Secondo questo calcolo la “predazione economicamente accettabile” si riferirebbe a circa 1000 esemplari per 180 giorni per l'area utilizzata nel modello, valore assai lontano dalla realtà.

Bisogna sottolineare peraltro che la riduzione della presenza del cormorano al fine di ridurre l'impatto non prevede, necessariamente, che debba essere ridotto il numero complessivo di individui, ma piuttosto limitare l'attrattività del sito di alimentazione mediante sistemi di dissuasione non invasivi.

7.1 Mezzi di dissuasione e tecniche per il contenimento degli ittiofagi

In Italia una specifica commissione costituita da esperti nominata con decreto del 12 gennaio 1995, ha cercato di fornire alle regioni, elementi per determinare le più idonee scelte gestionali per limitare gli impatti degli uccelli ittiofagi sulle attività di acquacoltura. I metodi di dissuasione non invasivi maggiormente utilizzati possono venire distinti in cinque categorie, identificati mediante i metodi di azione:

- 1) Limitando la vulnerabilità delle prede;
- 2) Limitando l'attrattività del sito;
- 3) Limitando l'accessibilità delle prede e del sito;
- 4) Promuovendo la dissuasione e l'allontanamento;
- 5) Rimozione degli ittiofagi.

Questi metodi di dissuasione spesso sono indicati con il termine di *soluzioni ecologiche* in quanto intendono ridurre la pressione di predazione attraverso la diminuzione del tasso di incontro tra predatore e preda, fattore principale per la scelta dell'ambiente di alimentazione da parte degli uccelli ittiofagi (Murgia, 2011).

- 1) Questo intervento consiste nel fornire agli ittiofagi prede sostitutive (tampone) per attirare i cormorani su alternative alimentari differenti dalle specie ittiche di interesse commerciale. Può essere ottenuto in due modi: immettendo nei bacini le prede-tampone, oppure destinando a questo scopo bacini alternativi lontani dalle aree di produzione ma utilizzabili dai medesimi uccelli ittiofagi. Tra le prede-tampone sono state utilizzate sia specie ittiche di scarso interesse commerciale, o in alcuni casi sia rane, girini e crostacei (Barlow & Bock, 1984). Per non rendere controproducenti gli sforzi compiuti, deve essere attentamente valutato che la messa a disposizione di prede "tampone" non rappresenti per i cormorani un'offerta supplementare di cibo in grado di avere effetti positivi sulla loro dinamica di popolazione (minore mortalità invernale, migliori *performance*, costituzione di nuovi dormitori nei pressi delle aree produttive.
- 2) Per limitare la frequentazione di un sito da parte degli uccelli ittiofagi esistono alcuni accorgimenti che possono diminuire e ridurre l'impatto della

predazione. Uno degli interventi è la modifica o l'eliminazione di qualsiasi struttura artificiale che possa essere utilizzata come posatoio dagli individui nelle pause o durante l'attività di foraggiamento. Passerelle, ponti, e pali rappresentano luoghi ideali e sicuri per le attività del cormorano che accrescono l'attrattiva del sito (Curtis et al., 1996, Murgia, 2011).

3) Limitare l'accesso dei cormorani alle aree di produzione può essere uno strumento efficace per contenere l'eccessiva alimentazione degli individui. Il mezzo in assoluto più efficace è la copertura totale o in parte del bacino di produzione mediante reti anti-uccello (Curtis et al., 1996). Tuttavia l'uso delle reti comporta anche lo svantaggio di rappresentare un ostacolo agli operatori del settore alle normali operazioni di manutenzione dei bacini, di agire in modo selettivo nei confronti di tutte le specie ornitiche e può rappresentare un potenziale danno mortale nei confronti degli uccelli tuffatori che rimangono intrappolati tra le maglie (Volponi & Rossi, 1998). Una possibile alternativa è l'utilizzo di cavi d'acciaio o fili di nylon a formare un reticolo (sono preferibili cavi di un certo spessore che siano visibili agli uccelli e riducano il danno da collisione) (Van Vesseem, 1982). Il loro utilizzo mostra un'efficacia inversamente proporzionale alla distanza e il grado in cui sono tesi i cavi che ne contrasti la normale tendenza ad afflosciarsi sul piano dell'acqua (Volponi & Rossi, 1998). Questo sistema di prevenzione è circoscritto a vasche e bacini di piccola estensione. Un altro modello di rete anti-uccello realizzato in PVC a maglie larghe (20 cm) da utilizzare come sistema di prevenzione ha dato dei buoni risultati in campo sperimentale sebbene resti da valutare la possibilità di utilizzare una simile rete in condizioni operative reali (Cornelisse & Christensen, 1993).

4) In alcuni studi è stato osservato che il deterrente ideale deve essere effettuato quanto più presto possibile all'arrivo dei cormorani poiché l'attività di predazione è più intensa nei primi minuti e, in condizioni di elevata densità di prede, un predatore può soddisfare il proprio fabbisogno giornaliero in pochissimi minuti (Osieck, 1991). Alcune tecniche di dissuasione messe in pratica per l'allontanamento degli individui dal sito sono l'utilizzo di sistemi acustici (cannoncini, esplosioni, spari a salve), sorveglianza e disturbo dell'uomo a piedi o in barca, sistemi visivi e riflettenti (Curtis et al., 1996). Risulta anche evidente che in queste condizioni vi sono maggiori probabilità che si sviluppi una progressiva

familiarità nei confronti di questi mezzi che di conseguenza perdono gradualmente la loro efficacia (Curtis et al., 1996, Murgia, 2011). Nonostante le difficoltà di applicazione, una certa aspettativa ricade sull'utilizzo delle registrazioni di grida di stress e di allarme (*distress and alarm calls*) che gli uccelli emettono in particolari condizioni (Conover, 1994), questo tipo di sistema può rappresentare il metodo di lotta ideale in quanto sono specie-specifiche ed ecologicamente compatibili poiché non hanno nessun effetto negativo né sulle altre specie di uccelli, né sull'ambiente (Curtis et al., 1996). Uno dei mezzi visivi attualmente più validi per la dissuasione nei dormitori è rappresentato dall'emissione di raggi laser (Curtis et al., 1996). Questo sistema risulta un metodo valido anche in termini ecologici perché attraverso l'emissione di fasci luminosi (distanza di 50 cm), risulta innocuo (Troillet, 1993) per l'animale, e in modo silenzioso e relativamente selettivo disturba solo gli individui a cui viene rivolto (Curtis et al., 1996). Applicazioni pratiche sono state effettuate anche in Italia che hanno fornito risultati importanti, i contro di questo mezzo sono i costi applicativi elevati (Chines, 2005).

5) La rimozione degli ittiofagi ha due diverse linee di intervento: una è la cattura con rilascio a distanza e l'altra è l'abbattimento degli individui. Nel primo caso la difficoltà di catturare gli uccelli vivi risulta assai sconveniente per via dei costi, dei mezzi e dell'impraticabilità dato anche il fatto che gli animali catturati e allontanati possono in un secondo tempo rapidamente ritornare al dormitorio. L'abbattimento rappresenta il metodo tradizionale di lotta ai predatori, utilizzato fin dal passato quando i cormorani venivano considerati "nocivi" e le loro popolazioni venivano regolarmente decimate. In Italia questo tipo di pratica è proibita e illegale dal 1977, negli anni, in base a quanto previsto dalla nuova legge sulla caccia (legge n. 157/92) sono state concesse dalle amministrazioni locali deroghe che hanno permesso l'abbattimento controllato di un numero limitato di esemplari (5-10%) (esempio negli stagni dell'oristanese dal 1995 al 2005), nell'ambito delle aree di produzione che non ha portato a risultati apprezzabili (Murgia, 2011). Attualmente l'abbattimento degli ittiofagi in Sardegna non è permesso. Questo metodo di lotta invasiva si dimostra di dubbia efficacia, poiché il controllo degli ittiofagi a livello locale non elimina il problema dell'attrattività del sito di produzione, ma il numero della popolazione di cormorano deve essere

affrontato e controllato nelle aree di nidificazione situate nel nord Europa per evitare un'espansione troppo elevata della popolazione nelle diverse aree di svernamento.

8 DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dall'analisi dello stato dell'arte e dalle esperienze compiute in ambito nazionale e internazionale (*Cormorant Research Group* che dal 1993 si occupa di aspetti di ricerca, conservazione e gestione del cormorano in Europa), risulta evidente che non esista una soluzione semplice al problema della predazione da parte dei cormorani sulle specie ittiche.

L'incremento demografico di *P. c. sinensis* non sembrerebbe attenuarsi secondo quanto prevedono i recenti modelli di dinamica di popolazione (Bregnballe et al., 2011), anzi gli stessi modelli ipotizzano che il limite ecologico di sviluppo della popolazione complessiva deve ancora raggiungersi, indicando così il perpetuarsi del conflitto tra attività produttive e predazione. Alla base del problema c'è un ritardo tra l'attuazione delle normative in materia di protezione ambientale, alle quali non corrispondono immediati piani di gestione. Quindi se nel passato il controllo si effettuava a carattere locale, in epoca attuale, vista la dimensione del fenomeno, vi è la necessità di un piano globale (Cowx, 2013).

In questo ambito, la Sardegna, per la sua posizione geografica lungo le rotte migratorie e per le caratteristiche degli ambienti lagunari e stagnali, risulta la principale protagonista in ambito nazionale di questa importante tematica (Addis & Cau, 1997). Infatti, le acque di transizione della Sardegna sono considerate tra le aree di svernamento più importanti del bacino del Mediterraneo (Baccetti, 1988; Van Eerden & Munsterman, 1995) e nello specifico le lagune situate nella parte centro-occidentale ospitano il più numeroso contingente di cormorani dell'isola (Baccetti, 1988; Volponi & Addis, 2003). Questo aspetto nel territorio sardo è particolarmente sentito in quanto le lagune da secoli vengono utilizzate per l'acquacoltura estensiva, e ormai da decenni rappresentano causa di grande preoccupazione tra gli operatori del settore per il conseguente depauperamento degli *stock* ittici (Addis & Cau, 1997).

Numerosi e recenti studi confermano il carattere "opportunist" della specie (Leopold et al. 1998; Buttu et al., 2013a, 2013b, 2014 *unpublished*). Infatti, il cormorano è un abbondante predatore piscivoro che si nutre di una vasta gamma di specie di pesci (Lindell, 1997; Carss, 2003) e grazie alla facilità di adattamento nei differenti ambienti (acque dolci, estuari e aree marine costiere) risulta flessibile in diverse condizioni

(Bearhop et al. 1999; Grémillet et al., 2004; Vetemaa et al., 2010; Buttu et al., 2013a, 2013b). Per gli uccelli ittiofagi l'attrattività di un'area di foraggiamento è direttamente proporzionale alla densità e all'accessibilità delle prede sia in ambienti naturali che artificiali (Curtis et al., 1996).

L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di valutare l'impatto del Cormorano *P. carbo sinensis* sulle produzioni ittiche delle lagune sarde, che rappresentano un settore economico particolarmente importante nell'isola.

Per valutare la gravità della problematica, è stato effettuato un piano di monitoraggio pluriennale in diverse lagune, unito alla raccolta del materiale trofico da analizzare, al fine di identificare e quantificare le specie ittiche predate.

Secondo i risultati dei censimenti effettuati tra il 2012 e il 2015, le aree umide esaminate hanno ospitato complessivamente un totale di 166412 cormorani, censiti da ottobre a marzo durante il periodo di svernamento. Nello specifico nel complesso della laguna di Cabras e di Mistras è stato identificato il dormitorio di cormorani più numeroso tra le diverse aree esaminate (52089 individui). Questo dato è stato confermato da precedenti studi effettuati annualmente dalla Regione Sardegna (Alea Ricerca & Ambiente, 2011). Per tutti i compendi i valori massimi sono stati osservati tra dicembre e gennaio ad eccezione della laguna di S'Ena Arrubia in cui il maggior numero di esemplari è stato censito durante il mese di ottobre (2941 individui). Questi valori registrati a ottobre, sono dovuti probabilmente alla scelta della rotta migratoria da parte della specie per ottimizzare le risorse energetiche (Spina & Volponi, 2008).

Nel mese di gennaio, i censimenti hanno evidenziato un picco massimo mensile nella laguna di Cabras pari a 13536 individui, mentre il minor numero di cormorani è stato segnalato nello Stagno di Sa Praia con circa 1951 individui svernanti. Questa minore presenza è giustificata molto probabilmente sia dalle ridotte dimensioni di questo bacino sia dall'esiguo numero di posatoi disponibili, in quanto i cormorani prediligono zone di alimentazione abbastanza grandi dove effettuare la pesca sociale (Curtis et al., 1996; Hughes et al., 1999). I dati dei monitoraggi effettuati nel triennio di indagine, hanno evidenziato un *trend* di crescita della popolazione di cormorani statisticamente significativo (incremento percentuale pari al 44%). Questo incremento è probabilmente dovuto al fatto che la popolazione di cormorani nidificante nel nord Europa è tutt'ora in crescita grazie anche alle leggi emanate in passato dalla Comunità europea per la conservazione della specie come evidenziato in altre aree del Mediterraneo (Bregnballe,

2014a; Volponi S. & CorMoNet.it, 2014). I dati ottenuti sono inoltre risultati in linea con le previsioni ottenute dai modelli di crescita della popolazione europea proposti da Bregnballe et al. (2011).

La dieta del Cormorano nei diversi compendi è stata indagata attraverso l'analisi dei boli alimentari che contengono i resti dei pesci consumati (Veldkamp, 1995b), i quali sono prodotti dagli individui solitamente una volta al giorno durante le ore di riposo (Cherubini & Mantovani, 1997). Nonostante la varietà di prede, gli indici di Levin (B_i) e Shannon-Weaver (H') calcolati per le sei lagune analizzate hanno mostrato una dieta prettamente stenofaga, legata principalmente alla ricchezza e al comportamento delle principali specie ittiche presenti nei bacini ittici esaminati. Lo spettro trofico è stato dominato quasi esclusivamente da specie ittiche eurialine, in particolare quelle appartenenti alla famiglia Mugilidae, come *L. ramada*, *L. saliens*, *L. aurata* e *M. cephalus*, come riscontrato anche in lavori precedenti condotti nelle zone umide costiere della Sardegna centro-occidentale (Addis & Cau, 1997; Mantovani, 1997), Sardegna sud-occidentale (Cau et al., 2010, 2011) e nel Nord Adriatico (Privileggi, 2003). Dal calcolo dell'indice di abbondanza ($Cn\%$), il latterino (*A. boyeri*) e il ghiozzo nero (*G. niger*) sono risultate prede secondarie in tre delle sei lagune esaminate (S. Antioco, Colostrai e S. Gilla). Inoltre, tra le altre specie alieutiche predate dai cormorani, il branzino (*D. labrax*) e l'orata (*S. aurata*) sono risultati poco abbondanti nella dieta e considerati come prede di minore importanza.

Dall'analisi dei parassiti è stato inoltre evidenziato come il rinvenimento di adulti della specie *Contracaecum rudolphii* nelle borre di cormorano può essere considerata un indicatore della presenza di *D. labrax* nella sua dieta. Questo permette così di valutare la presenza della spigola nella dieta anche in assenza di reperti ossei poiché questo nematode permane nello stomaco per un tempo più lungo.

La composizione e le dimensioni delle specie predate durante il periodo di alimentazione sono risultati statisticamente differenti tra le diverse lagune esaminate. Questo dato può essere probabilmente spiegato dalle differenti specie e dalla struttura di età che cambiano nelle comunità ittiche nelle diverse lagune. Grandi differenze nella struttura della comunità ittica e nella dieta del cormorano sono state evidenziate da Engström & Jonsson (2003) nel lago Ymsen in Svezia. In altri studi, la diversa composizione nella dieta dei cormorani, è stata attribuita sia ai cambiamenti della selettività delle prede (Keller, 1995; Cech et al., 2008; Gwiazda & Amirowicz, 2010) che al cambiamento del

comportamento e dei movimenti delle specie ittiche (Keller 1995; Gwiazda & Amirowicz 2010).

In questo studio viene assunto che i cormorani normalmente producono un bolo alimentare ogni giorno, indipendentemente dal numero di pasti, come affermato da Zijlstra & Van Eerden, (1995). Si può perciò affermare che il contenuto medio di biomassa in un bolo corrisponde al consumo medio giornaliero (D.F.I.). In generale, l'alimentazione quotidiana è legata al sesso, all'età degli individui e può cambiare notevolmente tra le stagioni (Hobson et al., 1989) e tra aree geografiche a seconda dei diversi corpi idrici a disposizione (Dirksen et al., 1995; Engström & Jonsson, 2003). Infatti, la specie è in grado di coprire grandi distanze in modo da sfruttare le zone di pesca situate lontano dai dormitori (Cramp & Simmons, 1977). La quantità di pesce consumata è maggiore a basse temperature (Veldkamp, 1997). In particolare, Gremillet et al., (2003) hanno riportato un valore del D.F.I. di 672 g/gg per individuo svernante in Scozia, mentre, in precedenza, Carss et al., (1997) e Gremillet, (1997), hanno evidenziato una predazione fino a 800 g/gg in una colonia di cormorani situata in Francia. Inoltre, in uno studio condotto su una specie simile, *P. aristotelis*, nella parte orientale della Scozia, Wanless et al., (1993) hanno affermato che durante l'incubazione il fabbisogno medio giornaliero di un adulto è di 389 g/gg di pesce, mentre un individuo con tre pulcini richiede circa 920 g/gg.

La nostra analisi ci ha portato a considerare un valore medio per le diverse lagune esaminate pari a un D.F.I di 386.8 ± 31 g/gg (media \pm ES). Nello specifico il fabbisogno giornaliero più elevato è stato riscontrato nella laguna di Cabras pari a 478.4 ± 18 g/gg (media \pm ES) (Buttu et al., 2013a) mentre il valore più basso è stato registrato nella laguna di S. Antioco con un D.F.I pari 288.8 ± 22 g/gg (medio \pm ES) per individuo (Buttu et al., 2013b). Questi risultati sembrerebbero confermare quanto osservato da altri autori a temperature e latitudini simili. In particolare Privileggi nel 2003 ha riportato un consumo medio di 450 g/gg di pesce per i cormorani svernanti nella laguna di Grado (Adriatico settentrionale), mentre per il Delta del Po è stato calcolato un valore medio leggermente inferiore, pari a 343 g/gg (Volponi, 1997). I nostri risultati differiscono leggermente da quelli riportati in un precedente studio condotto in alcune zone umide della Sardegna centro-occidentale basato sul contenuto stomacale (D.F.I. = 300 g/gg) (Addis & Cau, 1997). Il maggior valore evidenziato dalla nostra analisi potrebbe essere attribuito alla diversa metodologia utilizzata.

Il prelievo complessivo di biomassa consumata ($P_{t_{spi}}$) nelle diverse lagune esaminate durante la stagione di svernamento, è stato stimato di circa 731 ± 43 tonnellate annue. Nello specifico dai risultati è emerso che la laguna con il maggior prelievo di pesce è la laguna di Cabras con il 58% sul totale (422 t). Seguono la laguna di S'Ena Arrubia con il 17% (129 t) e la laguna di S. Gilla con il 12% (88 t). Considerando che la laguna di Cabras subisce l'impatto maggiore per via del maggior numero di cormorani presenti nell'area, si può ipotizzare un consumo medio di 189.4 kg/ha di pesce.

Gli indici di biomassa ($W\%$) consumata per le diverse lagune esaminate hanno mostrato risultati disomogenei nella ripartizione specifica. Questo è probabilmente legato alle diverse caratteristiche ambientali e alla composizione delle comunità ittiche presenti nei diversi bacini lagunari come evidenziato da Hughes et al., nel 1999 in uno studio effettuato in Gran Bretagna.

L'azione predatoria, esercitata dai cormorani, determina chiaramente uno sforzo di pesca aggiuntivo alle normali pratiche esercitate dai pescatori professionisti lagunari. L'incidenza della predazione in linea generale è legata al numero di individui svernanti e al fabbisogno giornaliero che in definitiva caratterizzano il tasso di mortalità da cormorano ($M_{cormorano}$). Dall'applicazione del modello si osserva che nel caso di una mortalità da cormorano elevata non risulta tanto importante la riduzione del pescato (danno presente), ma piuttosto la diminuzione progressiva delle specie ittiche di piccole dimensioni, che al momento della cattura non hanno ancora raggiunto la taglia commerciale, ma che nell'arco degli anni successivi in assenza di predazione la raggiungerebbero (danno futuro).

I risultati ottenuti, dal modello applicato di una predazione economicamente ed ecologicamente accettabile (cfr. par. 7), indicano che la predazione nella laguna di Cabras è al di fuori dei livelli economicamente sostenibili, tenendo conto dei diversi parametri caratterizzanti la predazione ed in particolare considerando una V.P.A. (Valore Predazione Accettabile) pari al 10% del rendimento annuo.

Dall'analisi dell'impatto economico effettuato per la laguna di Cabras e calcolato secondo la Delibera Regionale N° 38/39 del 6.8.2009, è emerso che il maggior danno economico è a carico delle specie ittiche appartenenti alle famiglie dei mugilidi, moronidi e ad altre specie commerciali. Considerando inizialmente la frazione di mugilidi (45.5%) che al momento della predazione risultavano di taglia commerciale (>20 cm; classe di età 2.5 anni), è stato calcolato un danno economico pari a circa 1136000 Euro e di circa

317760 di Euro per i moronidi. Successivamente, è stata stimata la perdita economica futura per il restante 54.5% dei mugilidi, che al momento della predazione non avevano raggiunto la taglia commerciale (<20 cm). Dalle analisi è emerso quindi un danno economico pari a 196000 Euro per la frazione di mugilidi appartenenti alla classe di età 1+, di circa 240000 Euro alla classe 2+ e di circa 168000 Euro per la età classe 3+.

Lo studio ha confermato anche per gli ambienti di transizione sardi come il cormorano sia una specie opportunista (Mantovani, 1997; Buttu et al., 2013a-b). Si può in generale affermare che il regime alimentare riflette la composizione delle comunità ittiche presenti nelle varie lagune (Buttu et al., 2013a-b). La grande abbondanza di specie, come quelle appartenenti alla famiglia Mugilidae, unito al loro tipico comportamento gregario (*travelling in school*), può aumentare il successo predatorio dei cormorani, che, inoltre, hanno sviluppato una perfetta strategia di pesca sociale (Hughes et al., 1999). I numerosi banchi di pesce risultano più facilmente identificabili dagli uccelli durante il volo (Wittenberger & Hunt, 1985) che comunicano agli altri individui la posizione delle zone di alimentazione (Burger, 1997).

Considerando lo sforzo di pesca esercitato dai pescatori professionisti nel compendio di Cabras (circa 545 t/anno, 2014-2015) e la predazione dei cormorani (circa 422 t/anno, Buttu et al., 2013a), è impensabile, tenendo conto della produttività teorica della laguna (circa 891 t/anno, Magni et al., 2005), che l'equilibrio instaurato tra compendi produttivi e predatori possa perdurare ancora a lungo. Infatti, nel complesso, la laguna di Cabras sembra aver raggiunto ormai da alcuni anni la capacità portante dell'ecosistema in termini di presenza di uccelli ittiofagi, e al suo interno appare essersi instaurata una situazione che porterà ad un possibile disequilibrio futuro tra le varie componenti dell'ecosistema, che necessita di costanti operazioni di monitoraggio e di interventi gestionali.

Concludendo possiamo affermare che una soluzione a questo importante problema si possa trovare attraverso sia l'applicazione di interventi di contenimento (mezzi di dissuasione) che dall'attuazione di un piano di gestione adeguato ed ecosistemico. In alcuni studi è stato osservato che nel tempo i mezzi di dissuasione risultano inefficaci (Curtis et al., 1996) e per questo motivo la mitigazione di tali problematiche dovrebbe considerare non solo la messa in opera di un'attenta gestione ambientale e produttiva ma anche l'utilizzo integrato di più mezzi di dissuasione (Kameda, 2012).

L'impatto dei cormorani sui compendi ittici si potrebbe contenere attraverso lo studio di un piano di gestione, mirato alla salvaguardia delle produzioni ittiche che implica l'utilizzo di più sistemi di prevenzione, come: l'eliminazione di ogni posatoio nell'area di alimentazione, l'utilizzo contemporaneo di mezzi di dissuasione acustici e la creazione di rifugi per il pesce mediante reti anti-uccello e cavi di nylon. Nella laguna di Cabras queste misure in opera per la protezione delle specie ittiche sono state ultimate di recente, e per questo motivo monitoraggi e studi futuri potranno fornire alle amministrazioni locali dati significativi a riguardo dell'effettiva efficacia di queste soluzioni. Inoltre questo tipo di studi rappresentano uno *step* fondamentale per l'elaborazione di piani di gestione e di protezione integrata, tenendo conto sia delle esigenze produttive che di quelle ambientali di questi importanti ecosistemi.

9 BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. 1981. Le lagune in Sardegna: una risorsa. Indagine della IV commissione permanente sullo stato e sulle prospettive produttive delle acque salmastre, R.A.S.: 105 pp.
- AA.VV. 1994. Inventario dei Biotopi presenti nella fascia costiera della Sardegna. Regione Autonoma della Sardegna. Assessorato della Difesa dell'Ambiente. Relazione Finale, Aprile 1994.
- Adamek Z., Klinger H., Staub E. 1997. Cormorants in Europe – the evaluation of EIFAC/FAO questionnaire campaign. *Supplementi alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, XXVI: 347-353.
- Addis P. & Cau A. 1997. Impact of the feeding habits of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* on the lagoon fish-stocks in central-western Sardinia. *Avocetta*, 21: 180-187.
- Ainley D.G., Anderson D.W. & Kelly P.R. 1981. Feeding ecology of marine cormorants in Southwestern North America. *Condor*, 83: 120-131.
- Alea Ricerca & Ambiente 2011. Studio finalizzato all'individuazione dei metodi e sistemi di prevenzione dei danni causati dagli uccelli ittiofagi nei compendi ittici della Provincia di Oristano. Technical Report, Regione Autonoma della Sardegna, Cagliari, Italy.
- Amato J.F.R., Monteiro C.M., Amato S.B. 2006. *Contracecum rudolphi* Hartwich (Nematoda, Anisakidae) from the Neotropical Cormorant, *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin) (Aves, Phalacrocoracidae) in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1284-1289.
- Baccetti N. 1988. Lo svernamento del Cormorano in Italia. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 15(1): 161-165.
- Baccetti N. & Bricchetti P. 1992. Cormorano *Phalacrocorax carbo*. In: Bricchetti P., De Franceschi P. & Baccetti N. (eds.), Fauna d'Italia XXIX Aves I. Edizioni Calderini, Bologna: 99-112.
- Baccetti N. 1998. Cormorano *Phalacrocorax carbo* p.35, In: Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E. e Sposimo P. (eds.), (1998) "Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992)". Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno - Monografie, 1. Pp.414.

-
- Baccetti (eds.), Fauna d'Italia. XXIX. Aves I. Edizioni Calderini, Bologna. Baccetti N., P. Dall'Antonia, P. Magagnoli, L. Melega, L. Serra, C. Soldatini & Zenatello M. 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. *Biol. Cons. Fauna*, 111: 1-240.
- Baccetti N. & Giunti M. 2002. Dinamica di insediamento e struttura della popolazione di Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) svernante in Italia. I.N.F.S., Relazione finale del progetto di ricerca 4C-155, Contributi Ricerca Scientifica L. 41/82, IV Piano Triennale, Tematica C.1.4.
- Baker J.P., Olem H., Creager C.S., Marcus M.D. & Parrkhurst B.R. 1993. Fish and Fisheries Management in Lake and Reservoirs. EPA 841 - R - 93 - 002. Terrene Institute and U.S. Environmental protection Agency, Washington D.C.
- Barati, A. & Balmaki, B. 2005. Status of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Northern Iran: Population Changes and Ringing Plan. *Wetlands International Cormorant Research Group Bulletin*, 6:35-38.
- Barlow C.G. & Bock K. 1994. Predation of fish in farm dams by cormorants, *Phalacrocorax spp.* *Australian Wildl. Res.*, 11: 559-566.
- Barrett R.T., Lorentsen S.-H. & Anker-Nilssen T. 2006: The status of breeding seabirds in mainland Norway. *Atlantic Seabirds*, 8: 97-126.
- Bastien Y. 2003. Commissioner for Aquaculture Development At the Conference on Marine Aquaculture: Effects on the West Coast and Alaska Fishing Industry, Seattle, Washington.
- Bearhop S., Thompson D.R., Waldron S., Russell I.C., Alexander G. & Furness R.W. 1999. Stable isotopes indicate the extent of freshwater feeding by cormorants *Phalacrocorax carbo* shot at inland fisheries in England. *Journal of Applied Ecology* 36: 75-84.
- Beddington J.R., Agnew D.J. & Clark C.W. 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316: 1713-1716.
- Berg J. 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens*. *Mar. Bid.*, 50:263-273.

-
- Beverton R. & Holt S.J. 1956. A review of methods of estimating mortality rates in exploited fish population, with special reference to source of bias in catch sampling. *Rapp. P. V. Réun. CIEM*, 140: 67-83.
- Beverton R. & Holt S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food G.B.*, 19: 533p.
- Bianki V., Boyko N.S. & Kharitonova I. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Kandalaksha Bay (White Sea) in Russia in 2012 and 2013. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 178-181.
- Bildsøe M., Jensen I.B. & Vestergaard K.S. 1998. Foraging behaviour of cormorants *Phalacrocorax carbo* in pound nets in Denmark: the use of barrel nets to reduce predation. *Wildlife Biology*, 4: 129-136.
- Botsford L.W., Castilla J.C. & Peterson C.H. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277, 509-515.
- Brambati A. 1988. Lagune e stagni costieri: due ambienti a confronto. In: Carrada G.C., Cicogne F. & Fresi E. (Eds.), *Le lagune costiere: Ricerca e gestione*, CLEM, Massa Lubrense, Napoli, 9-33 pp.
- Bregnballe T. 1996a. Development of the north and central European population of cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*, 1960-1995. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 90: 15-20.
- Bregnballe T. 1996b. Reproductive performance in great cormorants during colony expansion and stagnation. PhD Thesis. National Environmental Research Institute, Rønde, Denmark.
- Bregnballe T. & Gregersen J. 1997. Changes in growth of the breeding population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in Denmark. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, XXVI: 31-46.
- Bregnballe T., Engström H., Knief W., van Eerden M.R., van Rijn S. & Eskildsen J. 2003. Development of the breeding population of Great Cormorants in The

-
- Netherlands, Germany, Denmark and Sweden during the 1990s. *Vogelwelt*, 124: 15-26.
- Bregnballe T., Frederiksen M. & Gregersen J. 2006. Effects of distance to wintering area on arrival date and breeding performance in Great Cormorants *Phalacrocorax carbo*. *Ardea*. 94: 619–630.
- Bregnballe T., Volponi S., van Eerden M.R., van Rijn S. & Lorentsen S.H. 2011. Status of the breeding population of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic in 2006.– In: van Eerden M.R., van Rijn S. & Keller V. (eds.): Proceedings 7th International Conference on Cormorants, Villeneuve, Switzerland November 2005,. Wetlands International- IUCN Cormorant Research Group. 8-20 pp.
- Bregnballe T., Lynch J., Parz-Gollner R., Marion L., Volponi S., Paquet J.Y. & van Eerden M.R. (eds.) 2013. National reports from the 2012 breeding census of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in parts of the Western Palearctic. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 22, 106 pp.
- Bregnballe T., Lynch J., Parz-Gollner R., Marion L., Volponi S., Paquet J.Y., Carss D.N. & van Eerden M.R. 2014a. Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. IUCN/Wetlands International Cormorant Research Group Report, Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 99, 226 pp.
- Bregnballe T., Lynch J., Parz-Gollner R., Volponi S., Marion L., Paquet J.Y., van Eerden, M.R. & Carss, D.N. 2014b. Status of the breeding population of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic in 2012-2013. IUCN/Wetlands International Cormorant Research Group Report, Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 13-58 pp.
- Brichetti P. & Fracasso G. 2013. Ornitologia Italiana. Vol. 1 - Parte Terza: Pandionidae-Falconidae. Edizione elettronica riveduta e aggiornata. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.

-
- Brown S.C., Bizzarro J.J., Cailliet G.M., Ebert D.A. 2012. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). *Environmental Biology of Fishes* 95(1): 3-20.
- Bzoma S. Krzywosz T., Betleja J., Orłowska B., Antczak J., Traczuk P. & Witkowski J. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Poland in 2012. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 161-163.
- Burger A.E. 1997. Arrival and departure behaviour of Common murre (Uria aalge) at colonies: evidence for an information halo?. *Colonial Waterbirds*, 20: 55-65.
- Busacker G.P., Aldeman I.R. & Goolish E.M. 1990. Growth. In: Methods for Fish Biology. Scheck C.B. and Moyle P.B. eds, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 363-388 pp.
- Buttu S., Mulas A., Palmas F., Cabiddu S. 2013a. Diet and Impact of *Phalacrocorax carbo sinensis* (AVES, PHALACROCORACIDE) on Transitional Environments in Central-Western Sardinia. *Transitional Water Bulletin*, 7(2):17-27.
- Buttu S., Bellodi A., Mulas A., Cherchi F., Follesa M.C. 2013b. Impact of *Phalacrocorax carbo sinensis* (AVES, PHALACROCORACIDE) on the fishery resources of a Sardinia lagoon. *Biologia Marina Mediterranea*, 20(1): 232-233.
- Buttu S., Atzori G., Palmas F., Gwiazda R. 2014. Differences in a diet of breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in inland colony: an effect of seasons, breeding stages and colony parts. (*Submitted to Waterbirds Journal*).
- Camarda I. 1989. Le aree costiere di rilevante interesse botanico nella redazione dei piani paesistici della Sardegna. *Co Il. Phytosoc.*, 19: 309-323.
- Camarda I. 1995. Un Sistema di aree di interesse botanico per la salvaguardia della biodiversità floristica della Sardegna. *Bollettino della Società sarda di scienze naturali*, 30: 245-295.
- Camboni G. 1995. Cabras: sulle sponde di Mar'e Pontis. Silvana Editoriale. 176 pp.

-
- Cannas A., Cataudella S., Rossi R. 1997. Gli stagni della Sardegna. Quaderni C.I.R.S.P.E. Acquacoltura, 69-70.
- Carscadden J.E. & Wilhjalmsson H. 2002. Capelin – what are they good for? *ICES Journal of Marine Sciences*, 59:863-869.
- Carrada G. 1987. Il popolamento macrozoobentonico della laguna di S. Gilla (CA): Anellidi Policheti. Tesi di laurea sperimentale in zoologia. Università degli studi di Roma “la Sapienza” (*unpublished*).
- Carrada G.C., Cicogna F., Fresi E. 1988. Le lagune costiere: ricerca e gestione. CLEM Pubblicazioni, Massalubrense: 1-254 pp.
- Carrassón M., Matallanas J., Casadevall M. 1997. Feeding strategies of deep-water morids on the western Mediterranean slope. *Deep Sea Research*, 44: 1685-1699.
- Carss D.N., Bevan R.M., Bonetti A., Cherubini G., Davies J., Doherty D., E.I. Hili A., Feltham M.J., Grade N., Grandeiro J.P., Grémillet D., Gromadzka J., Harari Y.N.R.A., Holden T., Keller T., Lariccia G., Mantovani R., McCarthy T.K., Mellin M., Menke T., Mirowska-Ibron I., Muller W., Musil P., Nazirides T., Suter W., Trauttmansdorff J.F.G., Volponi S., Wilson B. 1997. Techniques for assessing Cormorant diet and food intake: towards a consensus view. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 26: 197-230.
- Carss D.N. 2003. Reducing the conflict between cormorants and fisheries on a pan-European scale. REDCAFE. Vol. 1, Pan-European Overview [Final Report]. Report of a Concerted Action of European Union. Centre for Ecology and Hydrology, Banchory. 169 pp.
- Carss D.N., Bregnballe, T., Keller T.M. & Van Eerden M. 2003. Reducing the conflict between cormorants *Phalacrocorax carbo* and fisheries on a pan European scale: REDCAFE opens for business. *Vogelwelt*, 124: 299-307.
- Cataudella S., Cannas A., Donati F. & Rossi R. 1995. Elementi per la identificazione di un modello di gestione conservativa delle lagune costiere attraverso l'uso multiplo delle risorse. *Biologia Marina Mediterranea*, 2 (2): 9-19.
- Cataudella S. 2001. Progettazione Generale di Massima e di 1° lotto esecutivo per I lavori di completamento della bonifica dello Stagno di Colostrai – Muravera con acquisizione al demanio dello stagno stesso. Completamento funzionale di prima fase. Relazione Tecnica. Consulenza Idrobiologica. Regione Autonoma della Sardegna. 63 pp.

-
- Cataudella S. & Bronzi P. 2001. Acquacoltura Responsabile: verso le produzioni acquatiche del terzo millennio. Unimar – Uniprom, 683 p.
- Cataudella S., Tancioni L., Cannas A. 2001. L'acquacoltura estensiva. In: Cataudella S., Bronzi P. (eds.) Acquacoltura Responsabile. Unimar-Uniprom, Roma: 293-308.
- Cau A. 1990. Atti del convegno "Zone umide dell'Oristanese, una gestione integrata per gli anni novanta". Arborea 30/31 marzo 1990.
- Cau A. & Murenu M. 2008. Piano di Salvaguardia e Valorizzazione dei Laghi Salsi. Relazione Finale – Indagini concernenti le componenti animali e la pesca. Technical Report for Regione Autonoma della Sardegna – Assessorato della Difesa dell'Ambiente. 232 pp.
- Cau A., Cherchi F., Buttu S. 2010. Monitoraggio delle attività di predazione del cormorano sulle specie ittiche di interesse produttivo. Technical Report, Amm. Prov. Carbonia-Iglesias, Carbonia, Italy.
- Cau A., Cherchi F., Buttu S. 2011. Monitoraggio delle attività di predazione del cormorano sulle specie ittiche di interesse produttivo. Technical Report, Amm. Prov. Carbonia-Iglesias, Carbonia, Italy.
- Čech M., Čech P., Kubečka J., Prchalová M. & Draštík V. 2008. Size selectivity in summer and winter diets of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*): does it reflect season-dependent difference in foraging efficiency?. *Waterbirds* 31(3): 438-447.
- Charfi-Cheikhrouha F., Zghidi W., Ould Yarba I. & Trilles J.P. 2000. Les Cymothoidae (Isopodes parasites de poissons) des côtes tunisiennes: écologie et indices parasitologiques (Cymothoids (Isopode fish parasites) from Tunisian coasts: ecology and characteristics of parasites). *Syst. Parasitol.*, 46: 146–150.
- Cherubini G., Mantovani R. 1997. Variability in the results of Cormorant diet assessment by using indices for otolith digestion. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 239-246 pp.
- Chines A. 2005. Applicazione di metodi di dissuasione per gli ittiofagi in Provincia di Lucca. Atti Tavola Rotonda "Cormorani e fauna ittica: esperienze a confronto" Provincia di Lucca.
- Clobert J. & Lebreto J.D. 1991. Estimation of demographic parameters in bird population dynamics. *Bird Population Studies: Their Relevance to Conservation and*

-
- Management* (eds C.M.P errins, J. D. Lebreton & G.J.M. Hirons), pp. 75-104. Oxford University Press, Oxford.
- Coleman J.T.H. & Richmond M.E. 2007. Daily foraging patterns of adult double-crested cormorants during the breeding season. *Waterbirds*, 30: 189-198.
- COM 2009. Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo e al Consiglio - Costruire un futuro sostenibile per l'acquacoltura - Un nuovo impulso alla strategia per lo sviluppo sostenibile dell'acquacoltura europea. 162 definitivo dell'8/4/2011.
- Consiglio Regionale della Sardegna 1981. Le lagune in Sardegna: una risorsa. Indagine della VI Commissione permanente sullo stato e sulle prospettive produttive delle acque salmastre. Publ. del Consiglio Reg. della Sardegna, 1-104
- Cooke S.J. & Cowx I.G. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience*, 54: 857-859.
- Cornelisse K.J. & Christensen K.D. 1993. Investigation of a cover net to reduce southern cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) fisheries depredation in a pound net. *ICES journal of marine science*, 50: 279-284.
- Cosolo M. 2006. Interazioni tra avifauna ittiofaga ed attività produttive nella laguna di Grado e Marano. PhD thesis, Università degli Studi di Trieste.
- Consolo M., Utmar P., Roppa F., Sponza S. 2009. Interactions between fish resources and Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Grado and Marano lagoon (NE Italy). *Acrocephalus*, 30: 17-23.
- Costa F. 2003. Atlante dei pesci dei mari italiani. Milano, Italia: Mursia. 517 p.
- Costa-Pierce B.A. 2003. In, Ecological Aquaculture. (BA Costa-Pierce, ed.), p. 103-124. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Cottiglia M. 1995. The Santa Gilla lagoon. Rendiconti del seminario della Facoltà di Scienze dell'Università di Cagliari XV. 15-19
- Cowx I.G. (ed.) 2003. Interactions between fish and birds: implications for Management. Blackwell Science Ltd.
- Cowx I.G. 2013. Between fisheries and bird conservation: The cormorant conflict. Directorate general for internal policies, Policy department, Structural and cohesion policies, European Parliament, 62 pp.

-
- Cramp S. & Simmons K.E.L. 1977. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic Vol. I. Ostrich to Ducks. University of Oxford Press, Oxford, England.
- Cucco A., Sinerchia M., Lefrancois C., Magni P., Ghezzi M., Umgieser G., Perilli, Domenici P. 2012. A metabolic scope based model of fish response to environmental changes. *Ecological Modelling*, 237-238: 132-141.
- Culurgioni J., Sabatini A., De Murtas R., Mattiucci S., Figus V. 2014a. Helminth parasites of fish and shellfish from the Santa Gilla lagoon in southern Sardinia, Italy. *Journal of Helminthology*, 88: 489-498.
- Culurgioni J., Figus V., Cabiddu S. & Serenella Cabiddu, De Murtas R., Cau A., Sabatini A. 2014b. Larval helminth parasites of fishes and shellfishes from Santa Gilla Lagoon (Sardinia, Western Mediterranean), and their use as bioecological indicators. *Estuaries and Coasts*, DOI 10.1007/s12237-014-9894-2.
- Curtis K.S., Pitt W.C. & Conover M.R. 1996. Overview of Techniques for Reducing Bird Predation at Aquaculture Facilities. The Jack Berryman Institute Publication 12. Logan, Utah: Utah State University
- Davies J.M. & Feltham M.J. 1996. The diet of wintering cormorants *Phalacrocorax carbo* in relation to angling catches on a coarse river fishery in north-west England. In Aquatic predators and their prey Greenstreet, S. P. R. and M. L. Tasker, editors. eds., Oxford, UK Blackwell Science Ltd, 106–110 pp.
- Davoren G.K. 2000. Variability in foraging in response to changing prey distributions in rhinoceros auklets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 198: 283-291.
- Davoren G.K., Montevecchi W.A., Anderson J.T. 2003a. Distributional patterns of a marine bird and its prey: habitat selection based on prey and conspecific behavior. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 256: 229-242.
- Davoren G.K., Montevecchi, W.A. & Anderson J.T. 2003b. Search strategies of pursuit-diving marine bird and the persistence of prey patches. *Ecological Monographs*, 73: 463-481.
- De Angelis C.M. 1967. Osservazioni sulle specie del genere *Mugil* segnalate lungo le coste del Mediterraneo. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 22: 4-36.
- Degetto S., Schintu M., Contu A. & Sbrignadello G. 1997. Santa Gilla lagoon (Italy): a 405 mercury sediment pollution case study. Contamination assessment and restoration of the site. *406 Sci. Total Environ.* 204(1): 49-56.

-
- Debout G., Røy N., Sellers R.M. 1995. Status and population development of cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* breeding on the Atlantic coast of Europe. *Ardea*, 83, 47-59.
- Del Hoyo J., Elliot A., Sargatal J. 1992. Handbook of the Birds of the World, Vol. 3. Lynx, Barcelona, Spain. Lynx Edicions.
- Devos K. & Paquet J-Y., 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Belgium in 2012. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 70-73.
- Dezfuli B.S., Volponi S., Beltrami I., Poulin R. 2002. Intra and interspecific density-dependent effects on growth in helminth parasites of the cormorant, *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Parasitology*, 124: 537-544.
- Díaz López B., Bunke M., Bernal Shirai J. 2008. Marine aquaculture off Sardinia Island (Italy): ecosystem effects evaluated through a trophic mass-balance model. *Ecol Model*, 212: 292-303.
- Dirksen S., Boudewijn T.J., Noordhuis R. & Martejn E.C.L. 1995. Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in shallow eutrophic freshwater lakes: prey choice and fish consumption in the non-breeding period and effects of large-scale fish removal. *Ardea*, 83(1): 167-184.
- Dorfman E.J. & Kingsford M.J. 2001. Environmental determinants of distribution and foraging behaviour of cormorants (*Phalacrocorax spp.*) In temperate estuarine habitats. *Marine Biology*, 138: 1-10.
- Draulans D. 1988. Effects of Fish-Eating Birds on freshwater fish stocks: on evaluation. *Biol. Conserv.*, 44: 251-263.
- Duffy D.C. & Laurenson L. 1983. Pellets of Cape cormorant as indicators of diet. *The Condor*, 85:305-307.
- Eastman, J.R. 1995. Idrisi for Windows. User's Guide, Version 1.0. Clark Labs, Clark University, Worcester, USA. ESRI (1996) ArcView GIS. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

-
- EIFAC 1989. Report of the Eifac Working Party on prevention and control of bird predation in aquaculture and fisheries operations. EIFAC Technical Paper 51: 79 pp.
- Engström H. 2001. Long terms effect of Cormorant predation on fish communities and fishery in a freshwater lake. *Ecography*, 24: 127-138.
- Engström H. & Jonsson L. 2003. Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* diet in relation to fish community structure in a freshwater lake. *Vogelwelt* 124 (Suppl.): 187-196.
- Engström, H. & Wirdheim, A. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Sweden in 2012. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz- Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 207-213. FAO Fisheries and Aquaculture Department. The State of World Fisheries and Aquaculture 2010; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, 2010; p. 197.
- Enstipp M.R., Grémillet D. & Jones D.R. 2007. Investigating the functional link between prey abundance and seabird predatory performance. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 331: 267-279.
- Farjallah S., Merella P., Ingrosso S., Rotta A., Ben Slimane B., Garippa G., Said K., Busi M. 2008. Molecular evidence for the occurrence of *Contracaecum rudolphii* A (Nematoda: Anisakidae) in shag *Phalacrocorax aristotelis* (Linnaeus) (Aves: Phalacrocoracidae) from Sardinia (western Mediterranean Sea). *Parasitology International*, 57: 437-440.
- Feltham M.J., Davis, J.M., Wilson, B.R., Holden, T., Cowx, I.G., Harvey, J.P. & Britton, J.R. 1999. Case Studies of the Impact of Fish-eating Birds on Inland Fisheries in England and Wales. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, project VC 0106. London: MAAF, 406 pp.
- Ferry L.A. & Cailliet G.M. 1996. Sample size and data analysis: are we characterizing and comparing diet properly? In: Macknlay D, Shearer K (eds) Feeding ecology and nutrition in fish. Proceedings of the Symposiun on the Feeding Ecology

-
- and Nutrition in Fish, International Congress on the Biology of Fishes. American Fish Society, San Francisco, CA, 71-80 pp.
- Franco M.A., Sferlazzo G., Isoni L. & Calaresu L. 1987. Lo stagno di Cabras (Sardegna). Nota I. Caratteristiche generali, temperatura e conducibilità. *Rivista Merceologica*, 223-238.
- Frontalini F., Buosi C., Da Pelo S., Coccioni R., Cherchi A. & Bucci C. 2009. Benthic 410 foraminifera as bio-indicators of trace element pollution in the heavily contaminated Santa 411 Gilla lagoon (Cagliari, Italy). *Mar. Pollut. Bull.*, 58: 858-877.
- Gagliardi A., Martinoli A., Wauters L. & Tosi G. 2003. A floating platform: a solution to collecting pellets when cormorants roost over water. *Waterbirds*, 26: 54-55.
- Gayanilo F.C., Sparre P., Pauly D. 2006. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II) Revised version - User's Guide. Computerized Information Series (Fisheries), No. 8, Rome, FAO: 168 p.
- Gardarsson A. 2008. Distribution and numbers of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Iceland in 1994-2008. *Blíki*, 29: 1-10.
- Gavrilov E.I. & Gistsov A.P. 1978. Migration of the cormorants in Kazakhstan.— In: Migrations of birds of Eastern Europe and Northern Asia (Gaviformes-Ciconiiformes), 88-101 pp.
- Grémillet D. 1997. Catch per unit effort, foraging efficiency, and parental investment in breeding Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo carbo*). *Journal of marine Science*, 54: 635-644.
- Grémillet D., Argentin G., Schulte B. & Culik B.M. 1998. Flexible foraging techniques in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Shags *Phalacrocorax aristotelis*: Benthic or pelagic feeding?. *Ibis* 140: 113-119.
- Grémillet D., Wright G., Lauder A., Carss D.N., Wanless S. 2003. Modelling the daily food requirements of wintering Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo*): a bioenergetics tool for wildlife management. *Journal of Applied Ecology*, 40: 266-277.
- Grémillet D., Kuntz, G., Delbart, F., Mellet, M., Kato, A., Robin, J.P., Chaillon, P.E., Gendner, J.P., Lorentsen, S.H. & LE Y. Maho. 2004. Linking the foraging performance of a marine predator to local prey abundance. *Functional Ecology*, 18: 793-801.

-
- Grover J.J. & Olla B.L. 1983. The role of Rhinoceros Auklets (*Cerorhinca monocerata*) in mixed species feeding assemblages of seabirds in the Strait of Juan de Fuca, Washington. *Auk*, 100: 979-982.
- Gudger E.W. 1926. Fishing with the Cormorant. I. In China, in: *The American Naturalist*, 60: 666, 5-41.
- Gulland J.A. 1983. Fish stock assessment: a manual of basic methods. Chichester. U.K., Wiley Interscience, FAO/Wiley series on food and agriculture, Vol. 1: 223p.
- Gwiazda R. & Amirowicz A. 2010. Towards the optimal foraging strategy: is seasonal shift in the diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in a dam reservoir the effect of water temperature or size pattern in fish assemblages?. *Polish Journal of Ecology*, 58(4): 783-792.
- Hahn S., Bauer S. & Klaassen M. 2007. Estimating the contribution of carnivorous water birds to nutrient loading in freshwater habitats. *Freshwater Biology*, 52: 2421-2433.
- Hansen K. 1984. The distribution and numbers of the Southern Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in Europe. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr*, 78: 29-40.
- Harkonen T. 1986. Guide to the Otoliths of the bony fishes of the Northeast Atlantic. Hellerup, Denmark: Danbiu ApS. 256 p.
- Heinimaa P. 2007. Report of EIFAC Workshop on an EIFAC cormorant Management Plan (ECMP). Unpubl. report of workshop of the ad hoc Working Party on Prevention and Control of Bird Predation, Bonn, Germany, 20-21.
- Herrmann C., Bregnballe T., Larsson K., Ojaste I. & Rattiste K. 2011. Population development of Baltic bird species: Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2009.
- Hislop J.R.G., Harris M.P., & Smith J.G.M. 1991. Variation in the calorific value and total energy content of the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) and -other fish preyed on by seabirds. *Journal of Zoology*, 224: 501-517.
- Hyslop E.J. 1980. Stomach contents analysis a review of methods and their application. *J. Fish. Biol.*, 17: 411-429.
- Hughes B., Bevan R.M., Bowler J.M., Still L., Carss D.N., Marquiss M., Hearn R.D., Bruce J. 1999. Feeding Behaviour of Fish-Eating Birds in Great Britain. Report to the Department of the Environment, Transport and Regions, London, England. 240 p.

-
- Ji W., Zeng N., Wang Y., Gong P., Xu B. 2007. Analysis on the waterbirds community survey of Poyang Lake in winter. *Geographic Information Sciences*, 13: 51-64.
- Jobling M. & Breiby A. 1986. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. *Sarsia*, 71: 265-274.
- Jobling M. 1995. Environmental biology of fishes. Fish and fisheries, Series 16. Ondon: Chapman & Hall, 455 pp.
- Johnsgard P.A. 1993. Cormorants, Darters and Pelicans of the world. Washington: Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Johnstone I.G., Harris M.P., Wanless S. & Graves J.A. 1990. The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study*, 37:5-11.
- Kameda K. 2012. Population Increase of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* and Measures to Reduce its Damage to the Fisheries and Forest of Lake Biwa. Kawanabe, H., Nishino, M., Maehata, M. (eds). Lake Biwa: Interactions between Nature and People. Springer.: 491-496.
- Kato A., Watanuki Y., Nishiumi I., Kuroki M., Shaughnessy P., Naito Y. 2000. Variation in foraging and parental behavior of king cormorants. *Auk*, 117: 718-730.
- Kazantzidis S. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Greece in 2012. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 117-120.
- Keller T. 1995. Food of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering in Bavaria, southern Germany. *Ardea*, 83: 185-192.
- Keller T., Vordermeier T., von Lukowicz M., Klein M. 1997. The impacts of Cormorants on the fish stocks of several Bavarian water bodies with special emphasis on the ecological and economical aspects of fisheries. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 26: 295-311.
- Keller T. & Carss D. (Eds) 2003. Cormorants: ecology and management at the start of the 21st century - Proceedings of the 5th International Conference on Cormorants in Freising, Germany, 17-21 December 2000. Aula-verlag, Wiebelsheim.

-
- Kjerfve B. 1994. Coastal lagoon processes. In Kjerfve, B. (Ed.). Coastal lagoon processes. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. Elsevier Oceanography Series, 60: 1-8.
- Kortland A. 1942. Levensloop, samenstelling en structuur der Nederlandse aalscholverbevolking. *Ardea*, 31(3-4): 175-280.
- Kostiushyn V., Chernichko I.I., Poluda A.M. & Chernichko R.N. 2011. Analysis of information sources on waterbird migration in the Azov–Black Sea region of Ukraine: bibliography, count results and ring recoveries. Wetlands International Black Sea Programme. 90 pp.
- Krebs C.J. 1989. Ecological methodology. Harper and Row, New York, N.Y.
- Lagardère J.P. 1975. Recherches sur l'alimentation des crevettes bathypelagiques du talus continental du Golfe de Gascogne. *Revue des Travaux des Pêches Maritimes*, 39(2): 213-229.
- Lauzanne L. 1982. Les Orestias (Pisces, Cyprinodontidae) du Petit lac Titicaca. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 15: 39-70.
- Lekuona J.M. & Campos F. 1997a. Foraging ecology of cormorants (*Phalacrocorax carbo*) wintering in northern Spain. *Folia Zool.*, 46: 243-252.
- Lekuona J.M. & Campos F. 1997b. Foraging strategies of the Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in the Ebro River (N Spain). *Miscellanea zoologica, Barcelona*, 20: 1-8.
- Leopold M.F., van Damme C.J.G. & van Der Veer H.W. 1998. Diet of cormorants and the impact of cormorant predation on juvenile flatfish in the Ducht Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 40: 93-107
- Leopold M.F., Van Damme C.J.G., Philippart C.J.M. & Winter C.J.N. 2001. Otoliths of North Sea fish: fish identification key by means of otoliths and other hard parts. World Biodiversity Database CD-ROM Series. Expert Center for Taxonomic Identification (ETI): Amsterdam, The Netherlands. ISBN 90-75000-22-7.
- Levins R. 1968. Evolution in Changing Environments. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Li A.X., D'Amelio S., Paggi L., Fang H., Gasser R.B., Lun Z.R., Abollo E., Turchetto M., Zhu X.Q. 2005. Genetic evidence for the existence of sibling species within *Contracaecum rudolphii* (Hartwich, 1964) and the validity of *Contracaecum*

-
- septentrionale* (Kreis, 1955) (Nematoda: Anisakidae) *Parasitology Research*, 96: 361-366.
- Lindell L., Mellin, M., Musil, M., Przybysz, J. & Zimmerman, H. 1995. Status and population development of breeding cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* of the central European flyway. *Ardea* 83: 81-92.
- Lindell L. 1997. Food composition of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in Sweden. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 26: 163-171.
- Litzow M.A., Piatt J.F., Abookire, A.A., Prichard, A.K. & Robards, M.D. 2000. Monitoring temporal and spatial variability in sandeel (*Ammodytes hexapterus*) abundance with pigeon guillemot (*Cepphus columba*) diets. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 976-986.
- Litzow M.A., Piatt J.F., Prichard A.K. & Roby, D.D. 2002. Response of pigeon guillemots to variable abundance of high-lipid and low-lipid prey. *Oecologia*, 132: 286-295.
- Lleonart J. 2004. A review of Mediterranean shared stocks, assessment and management. In: Management of Shared Fish Stocks, Payne, A.I.L., O'Brien, C.M. and Rogers, S.I. (eds). Blackwell, Oxford, 113-130 pp.
- Lorentsen S.H. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Norway in 2012 with regard to the continental sub-species *Phalacrocorax carbo sinensis*. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 151-154.
- Lowenstein O. 1971. The labyrinth, p. 207-240. In W.S. Hoar and D.J. Randall (eds.), *Fish physiology*, Vol 5. Academic Press, NY.
- Magni P., Micheletti S., Casu D., Floris A., Giordani G., Petrov A.N., De Falco G., & Castelli A. 2005. Relationships between chemical characteristics of sediments and macrofaunal communities in Cabras lagoon (Western Mediterranean, Italy). *Hydrobiologia*, 550: 105-119.
- Magni P., De Falco G., Como S., Casu D., Floris A., Petrov A.N., Castelli A., Perilli A. 2008. Distribution and ecological relevance of fine sediments in organic-

-
- enriched lagoons: the case study of the Cabras lagoon (Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 56: 549-564.
- Marion L. 1983. Biogeographical, ecological and taxonomic problems raised by the Cormorant *Phalacrocorax carbo*. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 38: 65-95.
- Marion L. 1997a. Comparison between the diet of breeding cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*, captures by fisheries and available fish species: the case of the largest inland colony in France, at the Lake of Grand Lieu. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 26: 313-322.
- Marion L. 1997b. Le Grand Cormoran en Europe dynamique des populations et impacts. In: (Clergeau, Ph. Ed) Oiseaux à Risques en villes et en campagne. INRA éditions, Paris, 133-178 pp.
- Marion L. 2003. Recent development of the breeding and wintering population of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in France – Preliminary results of the effects of a management plan of the species. *Vogelwelt*, 124(Suppl): 35–39.
- Marion L. & Le Gentil J. 2006. Ecological segregation and population structuring of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Europe, in relation to the recent introgression of continental and marine subspecies. *Evolutionary Ecology*, 20: 193-216.
- Mario L. 2008: Recensement national des grands cormorans *Phalacrocorax carbo* Nicheurs en France en 2006. *Alauda*, 76: 135-146.
- Marion L. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in France in 2012. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 108-112.
- Martucci O. & Consiglio C. 1991. Activity rhythm and food choice of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) wintering near Rome, Italy. *Gerfaut*, 81: 151-160.
- Martucci O., Pietrelu L. & Consiglio C. 1993. Fish otoliths as indicators of the cormorant *Phalacrocorax carbo* diet (Aves, Pelecaniformes). *Ball, Zool*, 60: 393-396.

-
- Mattiucci S., Turchetto M., Brigantini F. & Nascetti G. 2002. On the occurrence of the sibling species of *Contracaecum rudolphi* complex (Nematoda: Anisakidae) in cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) from Venetian and Caorle lagoons: genetic markers and ecological studies. *Parassitologia*, 44: 105.
- McFall–Ngai M.J. 1990. Crypsis in the pelagic environment. *Am. Zoologist*, 30: 175-188.
- Marshall A.J. & Roberts J.D. 1959. The breeding biology of equatorial vertebrates reproduction of cormorants (Phalacrocoracidae) at latitude 0° 20' N. *Proceeding of the Zoological Society of London*, 132(4): 617-625.
- Mathiesen A.M. 2012. The State of the World Fisheries and Aquaculture 2012. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Mocci Demartis A. 1991. Problemi di pesca e di gestione faunistica, legati all'incremento del cormorano in Sardegna. Atti Convegno Nova Thalassia.
- Moerbeek D.J., van Dobben W.H., Osieck E.R., Boere G.C. & Bungenberg De Jong C.M. 1987. Cormorant damage prevention at a fish farm in the Netherlands. *Biol. Conserv.*, 39: 23-38.
- Molina B. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Spain in 2012. In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 203-206.
- Moravec F. 1994. Parasitic Nematodes of Freshwater Fishes of Europe. Academia and Kluwer Academic Publishers, Prague and Dordrecht, Boston, London, 473 pp.
- Moravec F. 2009. Experimental studies on the development of *Contracaecum rudolphi* (Nematoda: Anisakidae) in copepod and fish paratenic hosts. *Folia Parasitol.*, 56: 185-193.
- Morey G., Moranta J., Massuti E., Grau A., Linde M., Riera F. & Morales-Nin B. 2003. Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the Western Mediterranean. *Fish. Res.*, 62: 89-96
- Munsterman M. & Van Eerden M.R. 1991. Wintering Cormorants on the fringe of the Mediterranean: possible reasons for long distance travellers. Workshop 1989

-
- on Cormorants *Phalacrocorax Carbo*, Lelystad (eds Van Eerden M.R. & Zijlstra M.), pp. 124-131. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad.
- Murenu M., Olita A., Sabatini A., Follesa M.C., Cau A. 2004. Dystrophy effects on the *Liza ramada* (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) population in the Cabras lagoon (central-western Sardinia). *Chemistry and Ecology*, 20(1): 425-433.
- Murgia C. 2011. Definizione dei sistemi di prevenzione volti alla riduzione e/o contenimento dei danni causati dal Cormorano (*Phalacrocorax carbo sinensis*) nei compendi ittici in concessione di pesca. Technical Report, Regione Autonoma della Sardegna, Provincia di Carbonia-Iglesias, Italy.
- Murgia C., Sanna A., Sanna Al. 2013. Censimento della popolazione svernante di cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* nella Sardegna Meridionale. *Alula* XX(1-2): 57-63.
- N'da K 1992. Regime alimentaire du rouget de roche *Mullus surmeletus* (Mullidae) dans le nord du golfe de Gascogne. *Cybium*, 16: 159-168.
- Newson S.E., Hughes, B., Russell, I.C., Ekins, G.R. & Sellers, R.M. 2004. Sub-specific differentiation and distribution of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe. *Ardea* 93: 3-10.
- Newson S.E., Marchant, J., Ekins, G.R. & Sellers, R.M. 2007. The status of inland-breeding Great Cormorants in England. *British Birds*, 100: 289-299
- Newson S.E., Marchant J., Sellers R., Ekins G. & Burton N. 2013. Colonisation and range expansion of inland-breeding Cormorants in England. *British Birds*, 106: 737-743.
- Noordhuis R., Marteiijn E.C., Noordhuis R., Dirksen S., Boudewijn Th. 1997. The trophic role of cormorants *Phalacrocorax carbo* in freshwater ecosystems in the Netherlands during the non-breeding period. *Ekol. Pol.* 45(1): 249-262.
- Öktener A. & Trilles J.P. 2004. Report on the Cymothoids (Crustacea, Isopoda) collected from marine fishes in Turkey. *Acta Adriat.*, 45: 15-23.
- Osiek E.R. 1991. Cormorants and man: a conservation view. In: Van Eerden M.R. & Zijlstra M. (ed.) "Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, The Netherlands: 244-347.

-
- Paquotte P. & Lem A. 2008. Seafood markets and trade: A global perspective and an overview of EU Mediterranean countries. *Options Méditerranéennes, Series B* 62: 43-55.
- Pauly D. 1980. On the interrelationship between natural mortality, growth parameter and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 39(2): 175-192.
- Pauly D. 1983a. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fish. Tec. Pap.*, 234: 52p.
- Pauly D. 1983b. Length-converted catch curve: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part I), *Fishbyte (ICLARM)* 1(2): 9-13.
- Pauly D. 1984a. Length-converted catch curve: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part II), *Fishbyte (ICLARM)* 2(1): 17-19.
- Pauly D. 1984b. Fish population dynamics in tropical water: a manual for use with programmable calculators, (ICLARM) Studies and Reviews 8, 325p. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.
- Petretti F. (ed.) 2002. Uccelli di mare e limicoli. Edagricole. 300 pp.
- Pinkas L., Oliphant M.S., Iverson I.L.K. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *California Department of Fish and Game Fish Bulletin*, 152: 1-105.
- Privileggi N. 2003. Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) wintering in Friuli Venezia Giulia, Northern Adriatic: specific and quantitative diet composition. *Vogelwelt* 124(1): 237-243.
- Pulina S., Padedda B.M., Satta C.T., Sechi N. & Lugliè A. 2012. "Long-term Phytoplankton Dynamics in a Mediterranean Eutrophic Lagoon (Cabras Lagoon, Italy)," *Plant Biosystem*, 146(1): 259-272.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>, Vienna, Austria.
- Ribecco N., D'Onghia G., 1994. Un modello per la gestione degli stock ittici del Mar Ionio. (Ed.) G. Diana, L. Pace, A. Salvan, Due temi di metodologia statistica (Statistica e dati ambientali, Metodologia generale per l'inferenza): 43-50.

-
- Ricker W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191-383 pp.
- Rikhter V.A. & Efanov V.N. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Res. Doc.*, 76/VI/8: 12 p.
- Ross R.K. 1974. A comparison of the feeding and nesting requirements of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo* L.) and double-crested cormorant (*P. auritus* Lesson) in Nova Scotia. *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science*, 27: 114-132.
- Røv N. 1994. Breeding distribution, population status and regulation of breeding numbers in the north-east Atlantic Great Cormorant *Phalacrocorax carbo carbo*. PhD thesis, University of Trondheim.
- Røv N., Lorentsen S.-H. & Nygård T. 2003. Status and trends in the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo carbo* populations in Norway and the Barents Sea Region. *Vogelwelt*, 124(Suppl): 71-75.
- Rusanen P. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Finland in 2012. In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 103-107.
- Russell I.C., Dare, P.J., Eaton, D.R. & Armstrong, J.D. 1996. Assessment of the Problem of Fish-Eating Birds in Inland Fisheries in England and Wales. Report to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. MAFF Project VC 0104. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft.
- Samusenko I. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Belarus in 2012. In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 65-69.

-
- Shamsi S., Norman R., Gasser R., Beveridge I. 2009. Genetic and morphological evidences for the existence of sibling species within *Contracaecum rudolphii* (Hartwich, 1964) (Nematoda: Anisakidae) in Australia. *Parasitol. Res.*, 105: 529-538.
- Schenk H. 1995. Status faunistico e di conservazione dei Vertebrati (Amphibia, Reptilia, Aves, Mammalia) riproductesi in Sardegna, 1900-93: Contributo preliminare. Att. I Convegno Regionale Fauna Selvatica in Sardegna. Roma.
- Schenk H. 1997. Fishermen and Cormorants in the Oristano province (Sardinia, Italy): more than a local problem. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 26: 529-535.
- Sechi N. 1982. Lo stato trofico e le condizioni ambientali dei laghi e degli stagni costieri della Sardegna. *Memorie della Società Geografica Italiana*, 33: 373-383.
- Sechi N., Padedda B.M., Luglie` A. 2006. Gestione ecologica e territoriale di ambienti di transizione: lo Stagno di Cabras. In: Maciocco G, Pittaluga P, editors. Il progetto ambientale in aree di bordo. Milano: Franco Angeli Editore.. 206-237 pp.
- Secor D.H.J., Dean M. & Laban E.H. 1992. Otolith removal and preparation for microstructure examination. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 117: 19-57.
- Serra L. & Brichetti P. (eds.). 2000. Uccelli acquatici nidificanti: 1999. *Avocetta*, 24: 133-138.
- Serra L. & Brichetti P. (eds.). 2002. Uccelli acquatici nidificanti: 2000. *Avocetta*, 26 123-129.
- Shamsi S., Norman R., Gasser R., Beveridge I. 2009. Genetic and morphological evidences for the existence of sibling species within *Contracaecum rudolphii* (Hartwich, 1964) (Nematoda: Anisakidae) in Australia. *Parasitology Research*, 105: 529-538.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, IL, USA.
- Snow D.W. & Perrins C.M. (eds.) 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition: Volumes 1 and 2. Oxford University Press. New York. 1740 pp.
- Sokal R.R. & F.J. Rohlf. 1987. Introduction to biostatistics. W.H. Freeman & Co., New York.

-
- Sparre P. & Venema S.C. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1 – Manual. FAO, Roma. FAO Fisheries Technical Paper 306/1, Rev. 2, 337 pp.
- Spina F., Volponi S. 2008. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 2. Passeriformi. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Roma: Tipografia SCR. 632 pp.
- Sultanov E. 2011. Great Cormorant and Pygmy Cormorant in Azerbaijan: what we can learn from the situation in between Black and Caspian Seas? – Abstract from 8th International Conference on Cormorants 5th Meeting of Wetlands International Cormorant Research Group. 24 - 27 November 2011, Medemblik, The Netherlands.
- Stempniewicz L., Goc M. & Nitecki C. 1998. The need to conduct ecological studies on the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Poland. *Notatki Ornitologiczne*, 39: 33-45.
- Strod T., Izhaki I., Arad Z., Weihs D. & Katzir G. 2003. Cormorants *Phalacrocorax carbo* swallow fish under water. *Vogelwelt*, 124(Suppl.): 270-276.
- Suter W. 1995. The effect of predation by wintering cormorants *Phalacrocorax carbo* on grayling *Thymallus thymallus* and trout (Salmonidae) populations: two case studies from Swiss rivers. *Journal Applied Ecology*, 32: 29-46.
- Suter W. 1997. Roach rules: shoaling fish are a constant factor in the diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Switzerland. *Ardea*, 85: 9-27.
- Suter W. 1999. Kormoran – *Phalacrocorax carbo*. In : Heine G., Jacoby H. Leuzinger H. & STARK H. (1999): Die Vögel des Bodenseegebietes. *Orn. Jb. Bad.-Württ.* 14/15: 180-182.
- Tesch F. W. 1977. Fishing methods. In: Greenwood, P. H. (ed.), *The Eel. Biology and Management of Anguillid eels*. Chapman & Hall, London, 295-296 pp.
- Tigny V., Ozer A., De Falco G., Baroli M., Djenidi S. 2007. Relationship between the evolution of the shoreline and the *Posidonia oceanica* meadow limit in a Sardinian coastal zone. *Journal of Coastal Research*, 28: 787-93.
- Torre A., Fresi C., Nissardi S., Zucca C., Piras W., Bassu L. 2005. Carta delle vocazioni faunistiche della Sardegna. Sottoprogetto 1: Studio e censimento relativo ai cormorani e alla avifauna migratoria nelle zone umide.
- Toschi A., 1969. Avifauna Italiana. Ed. Olimpia. Firenze.

-
- Tremblay Y. & Cherel Y. 2000. Benthic and pelagic dives: a new foraging behaviour in rockhopper penguins. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 204: 257-267.
- Trilles J.P., Radujkovic B.M. & Romestand B. 1989. Parasites des poissons marins du Monténégro: Isopodes (Fish parasites from Montenegro: Isopods). *Acta Adriatica*, 30: 279-306.
- Troillet B. 1993. Un nouveau moyen d'effarouchement: le fusil laser. *Bulletin mensuel Office national Chasse*, 178: 50-54.
- Van Eerden M. & Zijlstra M. 1997. An overview of the species composition in the diet of Dutch cormorants with reference to the possible impact on fisheries. *Ekologia Polska*, 45: 223-232.
- Veldkamp R. 1995a. Diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Wanneperveen, The Netherlands, with special reference to Bream *Abramis brama*. *Ardea* 83: 143-155.
- Veldkamp R. 1995b. The use of chewing pads for estimating the consumption of cyprinids by cormorants *Phalacrocorax carbo*. *Ardea*, 83: 135-138.
- Veldkamp R. 1997. Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe: population size, growth rates and results of control measures. In: Van Dam C. & S. Asbirk (eds.), *Cormorants and human interests*. IKC Natuurbeheer, Wageningen, Netherlands.
- Velevski M., Hallmann B., Grubac B., Lisicanec T., Stoynev E., Lisicanec E., Avukato V., Bozic L. & Stumberger B. 2010. Important bird areas in Macedonia: Sites of Global and European Importance Mednarodno pomembna območja za ptice globalnega in evropskega pomena v Makedoniji. *Acrocephalus*, 31(147): 181-282.
- Van Dam C. & Asbirk S. 1997. *Cormorants and Human Interests: proceedings of the workshop towards an international conservation and management plan for the great cormorant (Phalacrocorax carbo)*; 3 and 4 October 1996, Lelystad, Wageningen, The Netherlands 152 p.
- Van Dobben W.H. 1995. The food of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*: old and new research compared. *Ardea*, 83: 139-142.
- Van Eerden M.R. & Munsterman M.J. 1986. Importance of the Mediterranean for wintering cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. NATO ASI Series, G. *Ecol.Sci.*, 12: 123-141.

-
- Van Eerden M.R. & Munsterman M.J. 1995. Sex and age dependent distribution in wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in western Europe. *Ardea*, 83: 285-297.
- Van Eerden M.R. & Gregersen J. 1995. Long-term changes in the northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea*, 83: 61-79.
- Van Eerden M.R., Koffijberg K. & Platteeuw M. 1995. Riding the crest of the wave: possibilities and limitations for a thriving population of migratory Cormorants *Phalacrocorax carbo* in man-dominated wetlands. *Ardea*, 83: 1-9.
- Van Eerden M.R., van Rijn S., Volponi S., Paquet J.Y. & Carss D.N. (eds.) 2012. Cormorants and the European environment: exploring Cormorant ecology on a continental scale. INTERCAFE COST Action 635 Final Report III. ISBN 978-1-906698-07-2
- Van Rijn S. & Platteeuw M. 1996. Remarkable fledgling mortality at the largest Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* colony in the Netherlands. *Cormorant Research Group Bulletin*, 2: 30-35.
- Vetemaa M., Eschbaum R., Albert A., Saks L., Verliin A., Jurgens K., Kesler M. 2010. Changes in fish stocks in an Estonian estuary: overfishing by cormorants?. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1972-1979
- Vizi A. 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Montenegro in 2012. – In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 143-145.
- Volponi S. 1994. Ecologia del Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* (Aves, Pelecaniformes) nel delta del Fiume Po. Tesi di dottorato di ricerca in Ecologia: Università di Ferrara.
- Volponi S. 1996. Cormorani e attività produttive: nuove dall'Europa. *Laguna*, 2/96: 26-37.
- Volponi S. 1997. Cormorants wintering in the Po Delta: estimate of fish consumption and possible impact on aquaculture production. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 26: 323-332

-
- Volponi S. & Barbieri C. 1997. Evoluzione della popolazione di Cormorano svernante nel Delta del Po. *Avocetta* 21: 56pp.
- Volponi S. & Rossi R. 1998. Predazione degli uccelli ittiofagi in acquacoltura estensiva: valutazione dell'impatto e sperimentazione di mezzi di dissuasione incruenta. *Biologia Marina Mediterranea*, 5(3): 1375-1384
- Volponi S. 1999. Reproduction of a newly established population of the Great Cormorant in northeastern Italy. *Waterbirds*, 22: 263-273.
- Volponi S. & Addis P 2003. Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in two key Italian wintering areas. *Vogelwelt*, 124(1): 93-98.
- Volponi S. 2004. Progetto REDCAFE: un approccio pan-europeo per la risoluzione del conflitto tra Cormorani e pescatori. Tavola rotonda "Cormorani e fauna ittica: esperienze a confronto". Borgo a Mozzano (LU), 23 ottobre 2004.
- Volponi S. & CorMoNet.it, 2014. Status of the breeding population of Great Cormorants in Italy in 2012. In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., Carss, D.N. & van Eerden, M.R. (eds.): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 130-135.
- Wanless S., Corfield T., Harris M.P., Buckland S.T., Morris J.A. 1993. Diving behaviour of the Shag *Phalacrocorax aristotelis* (Aves: Pelecaniformes) in relation to water depth and prey size. *Journal of Zoology London*, 231: 11-25.
- Ward P. & Zahavi A. 1973. The importance of certain assemblages as "information-centers" for food-finding. *Ibis*, 115: 517-534.
- Watanabe Y.Y., Takahashi A, Sato K., Viviant M., Bost C.A. 2011. Poor flight performance in deep-diving cormorants. *J. Exp. Biol.*, 214: 412-421.
- Watanuki Y., Ishikawa K., Takahashi A., Kato A. 2004. Foraging behavior of a generalist marine top predator, Japanese Cormorants, in years of demersal vs. epipelagic prey. *Mar Biol.*, 145: 427-434.
- Windell J.T. 1971. Food analysis and rate of digestion. In *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*, 2nd edn, (W. E. Ricker, ed.), Oxford: Blackwell Scientific Publications, 215-226 pp.

-
- Wittenberger J.F. & G.L. Hunt. 1985. The adaptive significance of coloniality in birds. *Avian Biology*, 8: 1-78.
- Zar J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice hall, Upper Saddle River, N.J. 662 pp.
- Zijlstra M. 1993. Pellet production and their usage of fish remains in determining the Cormorants diet. In: 3rd Cormorant Conference. Gdansk, April 1993.
- Zijlstra M. & Van Eerden M.R. 1995. Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: trials with captive birds. *Ardea*, 83: 123-131.

10 RINGRAZIAMENTI

Desidero innanzitutto ringraziare il Prof. Angelo Cau per avermi dato l'opportunità di approfondire questa linea di ricerca ed avermi spronato durante questi tre anni.

Un ringraziamento va a tutto il Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia e a tutti i miei colleghi che hanno combattuto con me questa esperienza.

Un grazie particolare va alla mia compagna di cella Blondine che mi ha dovuto sopportare in questi anni.

Un grazie di cuore al dottor Francesco Palmas e al dottor Antonello Mulas per aver condiviso con me gioie e dolori di questo lavoro. Ringrazio anche il mio collega Manuel, il dottor Jacopo Culurgioni e il dottor Fabio Cherchi per l'aiuto fornitomi.

Un particolare ringraziamento al Prof. Robert Gwiazda per avermi dato la possibilità di lavorare all'Institute of Nature Conservation a Cracovia e avermi fatto conoscere ambienti differenti la Sardegna.

Desidero ringraziare il dottor Walter Piras con Alea Ricerca & Ambiente e la "Provincia di Oristano Settore Attività Produttive" per aver gentilmente fornito alcuni dati sui censimenti dei cormorani.

Naturalmente ringrazio tutti i miei amici per il sostegno e per l'appoggio in tutti questi anni.

Un grazie di cuore a Giulia per avermi fatto superare col sorriso tutti i momenti difficili.

Ovviamente un ringraziamento speciale è per la mia famiglia, che mi è sempre stata vicino.