



Università  
Ca'Foscari  
Venezia

Scuola Dottorale di Ateneo in Scienze e tecnologia  
Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali  
Ciclo XXIV  
Anno di discussione 2013

**Conservazione della biodiversità nelle zone umide  
italiane mediante un approccio di *Systematic  
Conservation Planning***

SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE DI AFFERENZA: BIO/07

Tesi di Dottorato di Barbara Amadesi, matricola 955669

Coordinatore del Dottorato

Prof. Bruno Pavoni

Tutore del Dottorando

Prof. Stefano Malavasi

Co-tutori del Dottorando

Dott. Nicola Baccetti

Dott. Carlo Rondinini



---

	<b>INDICE</b>
<b>Indice</b>	<b>2</b>
<b>Introduzione</b>	<b>3</b>
<i>Obiettivi</i>	6
<b>1. Materiali e metodi</b>	<b>9</b>
1.1 <i>Zone umide</i>	9
1.2 <i>Specie target</i>	11
1.3 <i>Sistemi di aree protette</i>	16
1.4 <i>Dati climatici</i>	19
1.5 <i>Procedura di analisi di Marxan</i>	21
1.6 <i>Analisi</i>	30
1.6.1 <i>Gap Analysis</i>	30
1.6.2 <i>Analisi di irreplaceability</i>	30
1.6.3 <i>Scenari di Systematic Conservation Planning</i>	32
1.6.4 <i>Indice di rischio di esposizione agli effetti dei cambiamenti climatici</i>	33
1.6.5 <i>Systematic Conservation Planning ed effetti dei cambiamenti climatici</i>	34
<b>2. Risultati</b>	<b>36</b>
2.1 <i>Gap Analysis</i>	40
2.2 <i>Analisi di irreplaceability</i>	43
2.3 <i>Scenari di Systematic Conservation Planning</i>	46
2.4 <i>Indice di rischio di esposizione agli effetti dei cambiamenti climatici</i>	48
2.5 <i>Systematic Conservation Planning ed effetti dei cambiamenti climatici</i>	51
<b>3. Discussione</b>	<b>59</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>73</b>
<b>Ringraziamenti</b>	<b>89</b>
<b>Estratto per riassunto della tesi di dottorato</b>	<b>90</b>

---

## INTRODUZIONE

Le zone umide sono ambienti estremamente produttivi dal punto di vista biologico e il loro valore economico, sociale ed ecologico è ad oggi largamente condiviso. Nonostante la notevole importanza che rivestono grazie alle numerose funzioni che svolgono a livello idrogeologico, chimico-fisico, biologico, culturale e scientifico, le zone umide sono oggi fortemente minacciate, in modo particolare nella regione mediterranea (Jones & Hughes 1993, Zedler & Kercher 2005, Finlayson *et al.* 1991). Gli ecosistemi acquatici e la biodiversità che supportano sono infatti particolarmente vulnerabili agli impatti antropici e ai cambiamenti ambientali: le principali minacce per la loro conservazione sono rappresentate dal sovrasfruttamento delle risorse, l'inquinamento, la distruzione e il degrado dell'habitat, l'invasione di specie esotiche e i cambiamenti climatici (Dudgeon *et al.* 2006). Gli ecosistemi acquatici, pur occupando meno dell'1% della superficie terrestre (Gleick 1996), ospitano più del 9% della biodiversità terrestre, risultando così ambienti sproporzionatamente ricchi in termini di biodiversità (Dudgeon *et al.* 2006) la cui perdita ha come conseguenza una riduzione della stabilità, della produttività e della funzionalità complessiva degli ecosistemi stessi (Tilman 2000).

Le zone umide rappresentano l'habitat d'elezione per gli uccelli acquatici in quanto aree di svernamento, riproduzione e sosta migratoria; in particolare l'area mediterranea ospita siti di rilevante importanza per l'avifauna acquatica, poiché attraversa in senso longitudinale molte delle *flyways* del sistema migratorio paleartico-africano. Gli uccelli acquatici sono quindi un efficace indicatore della ricchezza e della diversità degli ambienti acquatici e rappresentano un elemento chiave nella designazione delle aree protette grazie alla loro sensibilità ai cambiamenti ambientali, alla relativa facilità con cui è possibile contattarli e alla loro tendenza ad aggregarsi in siti chiave (Stroud *et al.* 2001). L'abbondanza e la distribuzione delle popolazioni boreali degli uccelli acquatici vengono regolarmente monitorati a livello internazionale durante la fase di svernamento, quando i movimenti sono ridotti, nell'ambito dell'*International Waterbird Census*, coordinato dal 1967 da Wetlands International, in più di 100 Paesi. Le informazioni derivanti da questo programma di monitoraggio, regolare e su ampia scala, forniscono quindi un supporto importante per le politiche nazionali e internazionali finalizzate alla conservazione e alla

gestione delle popolazioni ornitiche e degli ecosistemi acquatici (Wetlands International 2006).

La conservazione degli zone umide richiede la pianificazione di azioni multiple, tra cui la protezione di siti chiave, ma non è realistico pensare che tutte le zone umide possano essere sottoposte a vincoli di tutela allo scopo di preservare la biodiversità. Quindi un'efficace strategia di conservazione dovrebbe basarsi sul bilanciamento fra la tutela delle specie, il mantenimento dell'integrità ecosistemica e l'uso sostenibile di beni e servizi forniti dagli ambienti acquatici (Dudgeon *et al.* 2006). L'istituzione di aree protette è uno strumento di conservazione previsto da numerose convenzioni e leggi internazionali, alla base della maggior parte delle politiche di conservazione nazionali (Brooks *et al.* 2004, Rodrigues *et al.* 2004a). Le aree protette svolgono un ruolo importante per la conservazione della biodiversità e dei processi ecosistemici, a cui si aggiungono altre importanti funzioni e servizi ottenuti da attività sostenibili dal punto di vista ambientale, economico e sociale, ma la loro efficacia è vincolata dal supporto che esse riscuotono presso le comunità locali e i diversi portatori d'interesse coinvolti (MATTM 2010). Recentemente molta attenzione è stata rivolta alle modalità con cui le aree da includere nei sistemi di riserve possono essere identificate e il modo più efficiente in cui i sistemi esistenti possono essere implementati (Pressey 1994a, Pressey *et al.* 1997, Margules & Pressey 2000).

La *Systematic Conservation Planning* (pianificazione sistematica della conservazione) è un approccio basato su obiettivi espliciti per identificare aree prioritarie per la conservazione che tiene conto di due principi base di ogni sistema di aree protette: la rappresentatività, quindi la necessità di catturare la variabilità completa della biodiversità a tutti i livelli di organizzazione, e la persistenza, cioè la sopravvivenza a lungo termine delle specie e degli ecosistemi. Il metodo si basa su un processo di analisi spaziale che, attraverso l'uso di algoritmi di ottimizzazione per la selezione delle riserve, permette di analizzare l'efficacia delle aree protette esistenti per la conservazione della biodiversità e di creare sistemi di riserve in grado di includere e proteggere un campione rappresentativo dell'intero *range* di biodiversità e processi ecosistemici di una regione (Margules & Pressey 2000, Mace *et al.* 2006). La *Systematic Conservation Planning* si differenzia dall'approccio utilizzato in passato, in cui la selezione delle aree protette è stata per lo più guidata da criteri quali l'urgenza di conservazione e la facilità di designazione, senza la finalità di raggiungere

specifici obiettivi di conservazione della biodiversità (Possingham *et al.* 2000). Ciò ha portato spesso all'istituzione di aree protette in zone remote o improduttive, inadatte ad altri scopi come agricoltura o sviluppo urbano, o finalizzate alla protezione di specie carismatiche, senza garanzie di conservazione per i sistemi ecologici nel loro complesso (Pressey *et al.* 2002, Scott *et al.* 2001). Le risorse oggi disponibili per la conservazione sono insufficienti per proteggere tutti i siti di valore in termini di biodiversità, quindi sono necessari metodi efficienti per la pianificazione della conservazione, in grado di definire delle priorità (Wilhere *et al.* 2008). L'efficacia dell'approccio di *Systematic Conservation Planning* è legata alla sua capacità di identificare un insieme di siti la cui protezione consenta di raggiungere degli obiettivi di conservazione prefissati con il minor investimento economico possibile e alla sua flessibilità nel proporre scenari alternativi che consentano decisioni partecipate (Margules & Pressey 2000).

L'istituzione di aree di conservazione ha un duplice scopo: da un lato rappresentare tutta la biodiversità di una regione, dall'altro proteggerla da processi che possano minacciare la sua persistenza (Margules & Pressey 2000). I cambiamenti climatici in particolare rappresentano una potenziale minaccia per l'efficacia a lungo termine delle aree protette (Hannah *et al.* 2007) in quanto le risposte delle specie e degli ecosistemi alle proiezioni dei futuri cambiamenti climatici potrebbero alterare sostanzialmente il *pattern* attuale della biodiversità (Huntley *et al.* 2008). Durante l'ultimo secolo sono stati registrati significativi cambiamenti nel clima, principalmente a causa dell'incremento in atmosfera della concentrazione di anidride carbonica e altri gas serra, di cui le attività antropiche sono in buona parte responsabili. Le proiezioni per i prossimi 100 anni indicano un ulteriore incremento della temperatura e una modificazione del *pattern* delle precipitazioni, ma gli impatti di questi cambiamenti dipenderanno dalla magnitudo del riscaldamento globale e dal tasso con il quale si verificherà. Le proiezioni della temperatura media globale stimano un incremento di 1.8-4 °C entro la fine del 21° secolo, insieme ad un cambiamento nella distribuzione spaziale delle precipitazioni. Come conseguenza al termine del 21° secolo un'ampia porzione della superficie terrestre potrebbe essere sottoposta a situazioni climatiche non presenti ad oggi (IPCC 2007). Anche se la degradazione e la frammentazione dell'habitat, il sovrasfruttamento delle risorse e l'invasione di specie alloctone hanno recentemente determinato importanti perdite di biodiversità, i cambiamenti climatici sono considerati la principale causa di estinzione per il prossimo futuro, direttamente e in sinergia con gli altri fattori (Pereira *et al.* 2010, Thomas *et al.* 2004,

Brook *et al.* 2008). I cambiamenti climatici hanno un impatto su tutti gli ecosistemi ma le zone umide sono particolarmente vulnerabili, non solo perché sono gli ambienti più minacciati a livello globale ma anche perché particolarmente suscettibili a cambiamenti nelle precipitazioni e nei processi di evapotraspirazione che possono condizionarne distribuzione e funzionalità (Reid *et al.* 2005). Le modalità con cui tali modificazioni impatteranno specifiche zone umide e la biodiversità che ospitano è però difficile da stimare, a causa dell'elevato numero di variabili in gioco e della diversa vulnerabilità dei singoli siti (Browne & Dell 2007). I cambiamenti climatici sono stati riconosciuti come una delle principali sfide nella pianificazione della conservazione perché possono risultare in una modificazione della distribuzione delle specie che si troveranno quindi al di fuori dei confini dell'esistente sistema di aree protette (Hannah *et al.* 2007, Araujo 2009) mentre aree attualmente non protette potrebbero divenire prioritarie per la futura conservazione delle specie (Barry & Elith 2006, Buisson *et al.* 2010). Adottare strategie di conservazione volte a prevenire gli effetti dovuti ai cambiamenti climatici risulta meno costoso rispetto a strategie che si limitano a mitigarne gli effetti (Hannah *et al.* 2007). L'identificazione degli ambienti acquatici che in futuro potranno essere sottoposti a cambiamenti climatici significativi, e la valutazione del rischio associato, dà la possibilità di valutare i possibili impatti sulla biodiversità e di reindirizzare gli sforzi di conservazione verso le aree a minor rischio.

## OBIETTIVI

La presente tesi di dottorato si è posta come obiettivo generale quello di verificare se i siti prioritari per la conservazione della biodiversità ornitica nelle zone umide italiane siano adeguatamente rappresentati nelle aree di conservazione esistenti e se i cambiamenti climatici in atto possano condizionare l'efficacia dei sistemi di riserve attuali per la conservazione a lungo termine della biodiversità che ospitano. A tal fine questo studio si è avvalso di un approccio innovativo che si basa sui principi di rappresentatività e complementarità per garantire che tutti i siti selezionati per azioni di conservazione contribuiscano nell'insieme a raggiungere gli obiettivi di rappresentazione della biodiversità fissati, in quanto le aree protette costituiscono una rete che va conservata

nell'insieme e ogni sito è importante se il suo contributo si aggiunge a quello degli altri siti per il raggiungimento dell'obiettivo di conservazione (Possingham *et al.* 2006).

La *Systematic Conservation Planning* sta ricevendo sempre più attenzione nell'ambito della Biologia della Conservazione, risultando un approccio particolarmente utile in contesti, come quello europeo, e italiano in particolare, caratterizzati da forte antropizzazione, rapidi cambiamenti nell'uso del suolo ed elevata frammentazione dell'habitat che rendono più difficoltoso pianificare la conservazione (Gaston *et al.* 2008). Alcuni studi si sono focalizzati sulla pianificazione della conservazione della biodiversità terrestre a livello europeo e nazionale, ma l'efficacia dei sistemi di aree protette per la conservazione della biodiversità nelle zone umide è stata raramente oggetto di studi basati su questo approccio e questa tesi è volta a colmare alcune delle lacune esistenti.

La risoluzione dei dati sulla distribuzione della biodiversità, disponibili per studi di *Systematic Conservation Planning*, è in genere troppo bassa per individuare con precisione le aree di pianificazione più idonee, riducendo così l'attendibilità dei risultati ottenuti (Gaston *et al.* 2008). Le informazioni derivanti dai programmi di monitoraggio sono quindi essenziali per valutare in che modo gli sforzi per la conservazione possano essere migliorati (Balmford *et al.* 2005) ma raramente sono state impiegate per analisi di selezione delle riserve. In questo studio sono stati utilizzati dati derivanti da un programma di monitoraggio regolare e su ampia scala, che ha permesso quindi di ottenere informazioni ad alta risoluzione sulla distribuzione sia delle zone umide sia dell'avifauna svernante, aumentando così l'affidabilità dei risultati ottenibili.

La maggior parte degli studi finalizzati alla selezione delle riserve si sono posti obiettivi in termini di rappresentazione della biodiversità al presente, ma raramente sono stati quantificati i rischi di perdita di efficacia dei sistemi di riserve esistenti per il prossimo futuro, a causa dei cambiamenti ambientali (Cabeza & Moilanen 2001, Haight & Travis 2008). In realtà un efficace approccio di conservazione della biodiversità richiede valutazioni in termini sia di rappresentazione che di persistenza a lungo termine (Margules & Pressey 2000). Questo studio rappresenta un primo contributo volto all'analisi dei rischi associati ai cambiamenti climatici per la conservazione a lungo termine della biodiversità ornitica nelle zone umide, all'interno dei sistemi di aree protette nazionali.



A tal fine sono state effettuate le seguenti analisi:

1. una *gap analysis* finalizzata a identificare quali specie di avifauna acquatica non sono adeguatamente rappresentate nei Sistemi di Aree Protette e in Rete Natura 2000 nazionali e come i sistemi esistenti possano essere implementati per massimizzarne l'efficienza;
2. un'analisi di *irreplaceability* finalizzata ad identificare i siti che ad oggi rappresentano le aree prioritarie per la conservazione della biodiversità ornitica nelle zone umide;
3. un'analisi della probabilità di rischio, associato ai cambiamenti climatici, per la conservazione della biodiversità ornitica e per l'efficacia dei sistemi di riserve esistenti al fine di garantirne la persistenza a lungo termine.

Sono state quindi formulate le seguenti ipotesi di lavoro:

- i. il Sistema di Aree Protette esistente non è in grado di rappresentare adeguatamente la biodiversità ornitica all'interno delle zone umide nazionali;
- ii. Rete Natura 2000 nel suo complesso, e le ZPS in particolare, forniscono una copertura adeguata per la rappresentazione degli uccelli acquatici e del loro habitat;
- iii. i sistemi di aree di conservazione esistenti non saranno in grado di garantire la persistenza a lungo termine delle zone umide e della biodiversità al loro interno a causa dei cambiamenti climatici in atto.

---

# 1. MATERIALI E METODI

## 1.1 ZONE UMIDE

L'analisi ha interessato 2.386 zone umide, oggetto dei censimenti invernali *International Waterbird Census*, distribuite sull'intero territorio nazionale per una superficie complessiva di oltre 10.000 km<sup>2</sup>. I siti comprendono una serie eterogenea di ambienti confacenti alla definizione della Convenzione di Ramsar (Iran 1971), il primo trattato internazionale per la tutela delle zone umide e delle specie ad esse legate: (art. 1.1) “...*distese di paludi, acquitrini, torbiere, bacini idrici naturali e artificiali, permanenti o temporanei, con acque ferme o correnti, dolci, salmastre o salate, ivi comprese distese di acqua marina la cui profondità a bassa marea non superi i sei metri*”. L'art. 2.1 precisa inoltre che i confini di una zona umida possono “...*includere zone costiere contigue alla zona umida, ed isole o distese di acqua marina di profondità superiore ai sei metri a marea bassa, allorché dette zone, isole o distese d'acqua, abbiano un'importanza in quanto habitat degli uccelli acquatici*”.

Il database, che include le zone umide interne e costiere italiane e i tratti di litorale, a cui è stato associato lo strato batimetrico corrispondente alla fascia di mare di profondità pari a 6 metri, è stato progettato e implementato dall'Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, anche se per alcune Regioni la realizzazione della cartografia è stata eseguita direttamente dai responsabili locali dei censimenti.

La cartografia numerica in formato vettoriale è stata realizzata mediante digitalizzazione dei siti con l'impiego di ortofoto messe a disposizione dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, attraverso il Portale Cartografico Nazionale, e del software ARCGIS 9.3 (ESRI©). La cartografia relativa alle zone umide è stata archiviata in un Personal Geodatabase in ambiente Access (ESRI©), un modello dati che permette di gestire informazioni geografiche anche come database relazionale, in cui sono state incorporate le informazioni di base: codice identificativo del sito, superficie, coordinate relative al poligono e al baricentro della singola zona umida (Fig.1).

**FIGURA 1** Mappa della distribuzione delle zone umide nazionali oggetto dell'analisi



## 1.2 SPECIE TARGET

L'analisi ha interessato 85 specie di uccelli acquatici (Tab.1), regolarmente svernanti sul territorio nazionale, escludendo specie occasionalmente rilevate e specie alloctone. I dati relativi alla distribuzione e consistenza degli uccelli acquatici vengono raccolti annualmente a scala nazionale durante il periodo invernale nell'ambito dell'*International Waterfowl Census* (IWC), con il coordinamento dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Lo schema di monitoraggio prevede conteggi diretti degli individui, effettuati annualmente nel mese di gennaio, quando i movimenti degli animali sono ridotti, da una rete di professionisti e volontari (Wetlands International 2006). I dati raccolti si riferiscono all'intervallo temporale 1991-2009, anche se le serie temporali non sono complete. Nonostante tali *gap* si ritiene che i dati forniscano una sufficiente copertura temporale e spaziale ai fini dell'analisi. Per alcune specie, come alcuni Rallidi, i valori di consistenza delle popolazioni ottenibili da questo tipo di monitoraggio risultano sottostimati a causa del loro comportamento criptico quindi si dovrebbero considerare come indici di abbondanza. Inoltre per diverse specie marine, che quindi frequentano per lo più siti non oggetto di censimento IWC, i dati relativi ai valori di abbondanza e al numero di siti occupati risultano inferiori agli effettivi sul territorio nazionale.

La definizione dello *status* di conservazione delle specie target si basa sulle categorie di minaccia elencate di seguito e definite nell'ambito dell'Accordo AEWA (*African-Eurasian Waterbird Agreement*), un accordo internazionale redatto nel 1995, ed entrato in vigore nel 1999, per la tutela di uccelli acquatici migratori e dei loro habitat (AEWA 2009).

Inoltre sono state individuate le specie che richiedono una stretta protezione secondo la Direttiva 'Uccelli'(147/2009/CE), e quindi elencate in Allegato I della Direttiva stessa che rappresenta il principale strumento legislativo comunitario per la tutela degli uccelli selvatici.

Categorie AEWA per la definizione dello *status* di conservazione degli uccelli acquatici

**Colonna A**

Categoria 1: a) Specie incluse in Appendice I della Convenzione di Bonn

b) Specie incluse nella Lista Rossa IUCN nella categoria “minacciate”

c) Popolazioni inferiori a 10.000 individui

Categoria 2: Popolazioni comprese fra 10.000 e 25.000 individui

Categoria 3: Popolazioni comprese fra 25.000 e 100.000 individui e considerate a rischio in quanto:

a) concentrate in un ridotto numero di siti

b) dipendenti da habitat minacciati

c) mostrano un significativo declino nel lungo periodo

d) mostrano estreme fluttuazioni nella dimensione della popolazione

**Colonna B**

Categoria 1: Popolazioni comprese fra 25.000 e 100.000 individui che non soddisfano le condizioni in

Colonna A

Categoria 2: Popolazioni superiori a 100.000 individui che necessitano di speciale attenzione in quanto:

a) concentrate in un ridotto numero di siti

b) dipendenti da habitat minacciati

c) mostrano un significativo declino nel lungo periodo

d) mostrano estreme fluttuazioni nella dimensione della popolazione

**Colonna C**

Categoria 1: Popolazioni superiori a 100.000 individui che non soddisfano le condizioni in

Colonna A e B, ma che possono beneficiare di cooperazione internazionale

**TABELLA 1** Elenco delle specie target, ordinate alfabeticamente, e *status* di conservazione rispetto alle categorie di minaccia AEWA, descritte nella pagina precedente, e alla Direttiva ‘Uccelli’ (le specie in Allegato I richiedono una stretta protezione).

Specie	Nome Scientifico	categorie AEWA	All. I (Dir. Uccelli)
Airone bianco maggiore	<i>Casmerodius albus</i>	B1	
Airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>	C1	
Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>	C1	
Alzavola	<i>Anas crecca</i>	C1	
Avocetta	<i>Recurvirostra avosetta</i>	B1	x
Beccaccia	<i>Scolopax rusticola</i>	C1	
Beccaccia di mare	<i>Haematopus ostralegus</i>	C1	
Beccaccino	<i>Gallinago gallinago</i>	B2c	
Beccapesci	<i>Sterna sandvicensis</i>	B2a	x
Canapiglia	<i>Anas strepera</i>	B2c	
Cavaliere d'Italia	<i>Himantopus himantopus</i>	B1	x
Chiurlo maggiore	<i>Numenius arquata</i>	A2	
Cicogna bianca	<i>Ciconia ciconia</i>	C1	x
Cigno reale	<i>Cygnus olor</i>	C1	
Codone	<i>Anas acuta</i>	B2c	
Combattente	<i>Philomachus pugnax</i>	B2c	x
Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>	C1	
Corriere grosso	<i>Charadrius hiaticula</i>	B1	
Corriere piccolo	<i>Charadrius dubius</i>	C1	
Edredone	<i>Somateria mollissima</i>	B2d	
Fenicottero	<i>Phoenicopus roseus</i>	B2a	x
Fischione	<i>Anas penelope</i>	B2c	
Fistione turco	<i>Netta rufina</i>	B1	
Folaga	<i>Fulica atra</i>	C1	
Fratino	<i>Charadrius alexandrinus</i>	A3c	x
Frullino	<i>Lymnocyptes minimus</i>	B2b	
Gabbianello	<i>Larus minutus</i>	C1	x
Gabbiano comune	<i>Larus ridibundus</i>	B2c	
Gabbiano corallino	<i>Larus melanocephalus</i>	B2a	x
Gabbiano corso	<i>Larus audouinii</i>	A1a3a	x
Gabbiano nordico	<i>Larus argentatus</i>	C1	
Gabbiano reale	<i>Larus cachinnans/michahellis</i>	C1	
Gabbiano roseo	<i>Larus genei</i>	B2a	x
Gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>	C1	
Gambecchio	<i>Calidris minuta</i>	B(2c)	

Specie	Nome Scientifico	categorie AEWA	All. I (Dir. Uccelli)
Garzetta	<i>Egretta garzetta</i>	C1	x
Gavina	<i>Larus canus</i>	B2c	
Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>	C1	
Gru	<i>Grus grus</i>	B1	x
Marangone dal ciuffo	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>		x
Marangone minore	<i>Phalacrocorax pygmeus</i>	B1	x
Mestolone	<i>Anas clypeata</i>	B2c	
Mignattaio	<i>Plegadis falcinellus</i>	A3c	x
Moretta	<i>Aythya fuligula</i>	C1	
Moretta grigia	<i>Aythya marila</i>	C1	
Moretta tabaccata	<i>Aythya nyroca</i>	A1a1c	x
Moriglione	<i>Aythya ferina</i>	C1	
Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>	A3c	x
Oca granaiola	<i>Anser fabalis</i>	C(1)	
Oca lombardella	<i>Anser albifrons</i>	A3c	
Oca selvatica	<i>Anser anser</i>	B1	
Occhione <sup>(1)</sup>	<i>Burhinus oedicanus</i>		x
Orchetto marino	<i>Melanitta nigra</i>	B2a	
Orco marino	<i>Melanitta fusca</i>	B2a	
Pantana	<i>Tringa nebularia</i>	C1	
Pavoncella	<i>Vanellus vanellus</i>	B2c	
Pesciaiola	<i>Mergellus albellus</i>	A3a	x
Pettegola	<i>Tringa totanus</i>	C1	
Piovanello maggiore	<i>Calidris canutus</i>	B2a2c	
Piovanello pancianera*	<i>Calidris alpina</i>	A1c/C1	x
Piovanello tridattilo	<i>Calidris alba</i>	C1	
Piro-piro culbianco	<i>Tringa ochropus</i>	C1	
Piro-piro piccolo	<i>Actitis hypoleucos</i>	C1	
Pittima minore	<i>Limosa lapponica</i>	B2a	x
Pittima reale	<i>Limosa limosa</i>	B2c	
Piviere dorato	<i>Pluvialis apricaria</i>	B2c	x
Pivieressa	<i>Pluvialis squatarola</i>	C1	
Pollo sultano <sup>(1)</sup>	<i>Porphyrio porphyrio</i>		x
Porciglione	<i>Rallus aquaticus</i>	B2c	
Quattrocchi	<i>Bucephala clangula</i>	C1	
Smergo maggiore	<i>Mergus merganser</i>	C1	
Smergo minore	<i>Mergus serrator</i>	B1	
Spatola	<i>Platalea leucorodia</i>	A2	x

Specie	Nome Scientifico	categorie AEWA	All. I (Dir. Uccelli)
Strolaga mezzana	<i>Gavia arctica</i>	B2c	x
Strolaga minore	<i>Gavia stellata</i>	B2c	x
Svasso collarosso	<i>Podiceps grisegena</i>	A3c	
Svasso cornuto	<i>Podiceps auritus</i>	A2	x
Svasso maggiore	<i>Podiceps cristatus</i>	B2c	
Svasso piccolo	<i>Podiceps nigricollis</i>	B2c	
Tarabuso	<i>Botaurus stellaris</i>	A1c	x
Totano moro	<i>Tringa erythropus</i>	C(1)	
Tuffetto	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	C1	
Volpoca	<i>Tadorna tadorna</i>	A3c	
Voltapietre	<i>Arenaria interpres</i>	B1	
Zafferano	<i>Larus fuscus</i>	C1	

Le parentesi si riferiscono a informazioni stimate che necessitano di ulteriori approfondimenti

\* In Italia sono presenti 3 sottospecie: *Calidris alpina schinzii* è in colonna A, mentre le altre sottospecie in colonna C. Si è scelto di utilizzare comunque la categoria a più alto grado di minaccia

<sup>(1)</sup> Non è migratore quindi non è stato valutato il suo status nell'ambito dell'Accordo AEWA



### 1.3 SISTEMI DI AREE PROTETTE

Il quadro di riferimento normativo per le aree protette è costituito da due strumenti legali, uno con valenza nazionale e uno comunitario. A livello nazionale, l'istituzione del Sistema di Aree Protette, nonché la sua gestione in un'ottica di valorizzazione e tutela del patrimonio naturale, sono definite attraverso la Legge Quadro per le Aree Protette (L. 394/91). L'Elenco Ufficiale delle Aree Protette (EUAP) previste dalla Legge Quadro include 871 Parchi e Riserve (VI aggiornamento, 2010) che costituiscono il Sistema Nazionale delle Aree Protette e coprono una superficie pari a circa il 10% del territorio nazionale (Fig.2).

A livello comunitario i principali strumenti normativi in materia di conservazione della biodiversità sono le Direttive 'Uccelli' (147/2009/CE), concernente specificatamente la tutela degli uccelli selvatici, e 'Habitat' (92/43/CEE), finalizzata a *"salvaguardare la biodiversità mediante la conservazione degli habitat naturali, nonché della flora e della fauna selvatiche nel territorio europeo degli Stati membri al quale si applica il trattato"* (art 2).

L'applicazione delle Direttive comunitarie ha portato alla realizzazione delle Rete Natura 2000, un sistema di aree volte alla tutela della biodiversità all'interno degli Stati Membri, che rappresenta uno strumento essenziale nell'ambito della politica di conservazione della biodiversità dell'Unione Europea. La Rete Natura 2000 nazionale è costituita ad oggi da 2287 SIC (Siti di Importanza Comunitaria), convertiti in ZSC (Zone Speciali di Conservazione) al termine dell'iter istitutivo, e 601 ZPS (Zone di Protezione Speciale). I primi vengono istituiti ai sensi della Direttiva 'Habitat' allo scopo di conservare specie e habitat prioritari, mentre le ZPS sono state designate nell'ambito della Direttiva 'Uccelli' per la salvaguardia degli uccelli selvatici. Per 323 di essi la superficie del SIC coincide con quella della ZPS (dato aggiornato al 2011). La superficie complessiva coperta a livello nazionale è pari al 20% circa (Fig.3).

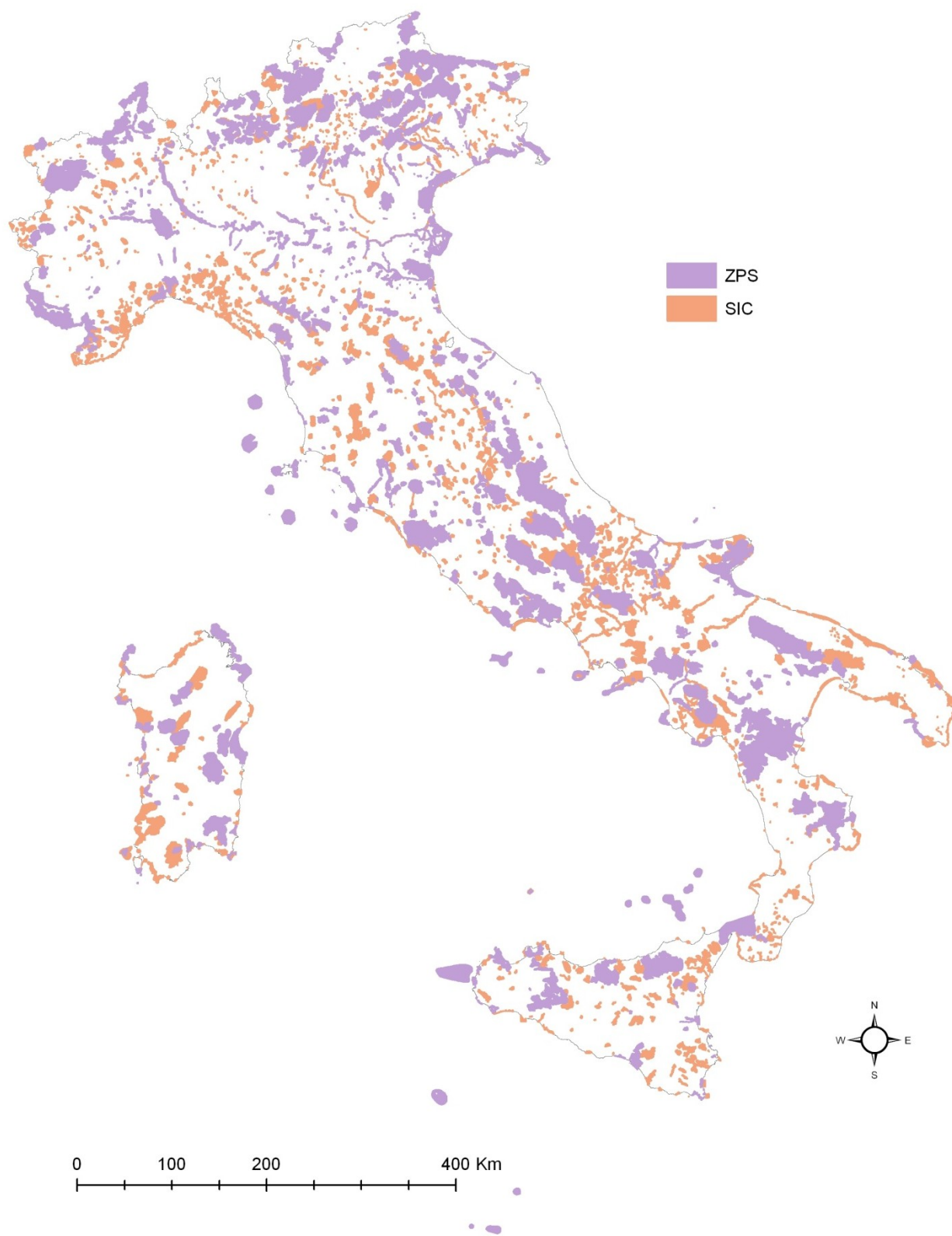
In questa analisi il Sistema di Aree Protette e Rete Natura 2000 sono stati considerati separatamente anche se alcuni siti della Rete ricadono anche all'interno di Aree Protette.

I dati spaziali relativi alle Aree Protette e a Rete Natura 2000 sono stati forniti dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

**FIGURA 2** Mappa della distribuzione delle Aree Protette nazionali (*str. s. L. 394/91*)



**FIGURA 3** Mappa della distribuzione dei SIC e delle ZPS che costituiscono Rete Natura 2000



## 1.4 DATI CLIMATICI

Per analizzare i possibili cambiamenti climatici futuri sono state considerate due variabili climatiche (temperatura e precipitazioni) in grado di catturare gran parte della variazione nei parametri climatici biologicamente rilevanti (Bryan 2003).

La *baseline* rappresenta le informazioni circa le attuali condizioni climatiche su cui misurare i possibili cambiamenti futuri. Come *baseline* sono state utilizzate le superfici climatiche globali, in formato grid ad alta risoluzione (30 arc-sec = ~1x1 Km), derivate dalle osservazioni relative a precipitazioni (in mm) e temperature medie (in °C) mensili del database bioclimatico di WorldClim, versione 1.4. Le superfici sono state ottenute dall'interpolazione delle osservazioni medie, fra il 1950 e il 2000, del Global Historical Climate Network Dataset (GHCN) che include le precipitazioni relative a 20.590 stazioni climatiche e le temperature relative a 7.280 stazioni. Addizionali informazioni, derivanti dai database WMO (3.084 stazioni per le temperature e 4.261 per le precipitazioni) e FAOCLIM (20.825 stazioni per le temperature e 27.372 per le precipitazioni), sono state utilizzate nel caso contenessero osservazioni relative a stazioni climatiche poste ad una distanza superiore ai 5 Km rispetto a quelle incluse nel database GHCN (Hijmans *et al.* 2005).

Le proiezioni delle condizioni climatiche future si basano su modelli climatici globali (General Circulation Model GCM), cioè modelli numerici che rappresentano i processi fisici in atmosfera, negli oceani e sulla superficie terrestre. I modelli climatici GCM rappresentano uno strumento essenziale per simulare la risposta del sistema climatico globale all'incremento delle concentrazioni di gas serra e stimare così i possibili impatti sull'ambiente. I vari modelli GCM descrivono i processi climatici in modo differente e l'incertezza associata a tali modelli è dovuta alla difficoltà di modellare sistemi complessi, come l'atmosfera e le sue interazioni con oceani e masse terrestri, e all'impossibilità di prevedere con certezza i futuri scenari di emissioni di gas serra (Browne & Dell 2007). Il risultato è che ogni modello fornisce una stima parzialmente differente delle future condizioni climatiche. Un modo per limitare l'incertezza ad essi associata è quello di utilizzare l'*output* di più modelli di previsione e diversi scenari di emissione. In questo studio le proiezioni future per le precipitazioni e le temperature medie mensili sono state derivate da 3 modelli climatici GCM (CGCM3.1, HadCM3, Mk3.5), resi disponibili attraverso l'*Intergovernmental Panel on Climate Change Data Distribution Centre*, per i periodi di riferimento '2050' (che rappresenta la media trentennale dell'intervallo 2040-

2069) e '2080' (che rappresenta la media trentennale dell'intervallo 2070-2099). Una simulazione delle condizioni climatiche attuali per ogni suddetto modello, relativa al periodo 1961-1990, è stata inoltre utilizzata per calcolare i cambiamenti climatici rispetto ai valori odierni, minimizzando così l'effetto di eventuali vizi dei modelli GCM (Williams 2007, Beaumont 2011). Per ogni modello climatico futuro sono stati considerati due dei possibili scenari di emissione (A2 e B1) proposti dall'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) che riflettono differenti assunti circa il possibile sviluppo globale futuro, in termini di sviluppo demografico, tecnologico, socio-economico, che si traducono in differenti livelli di emissione di CO<sub>2</sub> e altri gas serra. Ogni scenario rappresenta quindi un'immagine alternativa di come i suddetti fattori possano influenzare le emissioni future e le conseguenti condizioni climatiche. In particolare lo scenario B1, più ottimistico, assume una riduzione nell'uso di combustibili fossili e l'utilizzo di tecnologie pulite ed efficienti quindi uno sviluppo sostenibile a livello ambientale, con una conseguente stabilizzazione della concentrazione di CO<sub>2</sub> al termine del 21° secolo su un valore pari a 549 ppm. Lo scenario A2 assume uno scarso e localizzato sviluppo di tecnologie pulite e un consumo preponderante di combustibili fossili con un conseguente incremento della concentrazione di CO<sub>2</sub> che al termine del 21° secolo raggiungerà un valore di 856 ppm (IPCC 2007, Nakicenovic & Swart 2000).

Per analizzare i possibili impatti climatici è necessario calcolare il cambiamento in una o più variabili climatiche come la differenza fra le proiezioni future e le osservazioni attuali delle medesime variabili. La risoluzione spaziale della maggior parte dei modelli climatici globali non è però sufficiente per stimare il *pattern* di cambiamento e i conseguenti potenziali impatti a scala regionale e locale (Beaumont *et al.* 2008). Per ottenere quindi stime consistenti dei cambiamenti climatici a scala regionale e locale, è necessario convertire le proiezioni climatiche future, derivanti dai modelli GCM, mediante un processo di *downscaling*. Tale processo permette di convertire i modelli climatici globali ad una più alta risoluzione spaziale, includendo i processi climatici a scala locale già incorporati nei *dataset* relativi alle osservazioni climatiche attuali (come l'effetto dell'orografia locale su temperatura e precipitazioni). Fra le diverse tecniche di *downscaling* sviluppate, il *change-factor* rappresenta un metodo semplice ed efficace per convertire le proiezioni future delle variabili climatiche di interesse dalla risoluzione originale a quella più fine delle osservazioni attuali. Sono state calcolate le variazioni mensili, le 'anomalie', delle temperature, sottraendo i valori simulati relativi alle

condizioni attuali (1961-1990) dai corrispondenti valori di ogni modello GCM, per ognuno dei due periodi di riferimento ed entrambi gli scenari considerati. Per le precipitazioni le ‘anomalie’ sono state invece calcolate dividendo i valori medi di ogni modello GCM rispetto ai valori attuali simulati (1961-1990), allo scopo di ridurre la possibilità di proiettare valori negativi nel futuro. Tali ‘anomalie’ rappresentano le differenze assolute in temperatura ( $\Delta^{\circ}\text{C}$ ) e relative in precipitazioni (% di cambiamento), misurate direttamente dagli *output* dei modelli climatici alla risoluzione spaziale originale.

Dopo aver calcolato i valori medi delle ‘anomalie’ di temperature e precipitazioni ottenute per i 3 modelli GCM, questi sono stati convertiti alla risoluzione spaziale della *baseline* mediante un metodo di interpolazione, *Inverse Distance Weighted* (IDW). Le ‘anomalie’ interpolate sono state infine aggiunte (per le temperature) e moltiplicate (per le precipitazioni) alla *baseline* ad alta risoluzione (30 arc-sec) relativa al periodo 1950-2000, ottenendo così i valori mensili futuri per i 2 periodi di riferimento ed entrambi gli scenari analizzati.

## 1.5 PROCEDURA DI ANALISI DI MARXAN

Le analisi di pianificazione della conservazione sono state effettuate mediante l’impiego del software Marxan v 2.43 (Ball *et al.* 2009). Diversi software sono stati implementati al fine di supportare il processo decisionale per la pianificazione di sistemi di aree protette, mediante l’impiego di algoritmi di selezione delle riserve, al fine di individuare soluzioni efficaci in termini di costo. Fra questi Marxan fornisce un supporto in diverse fasi del processo decisionale che vanno dall’identificazione di *gap* nel sistema di aree protette esistente, alla verifica dell’efficienza del sistema stesso nel raggiungere obiettivi di conservazione prefissati (Ardron *et al.* 2010), all’identificazione dei siti prioritari per la conservazione della biodiversità (Esselman & Allan 2011).

Marxan permette di identificare set di aree che consentano di raggiungere i *target* di conservazione prefissati al minimo costo, di individuare una serie di soluzioni alternative e di valutare l’efficienza di ogni soluzione nel raggiungere obiettivi conservazionistici e socio-economici, utilizzando metodi di ottimizzazione (Ball *et al.* 2009, Possingham *et al.* 2000, McDonnell *et al.* 2002). Marxan non individua quindi una soluzione ottimale ma piuttosto un *range* di buone soluzioni fra cui poter scegliere (Ball *et al.* 2009). I *target* di conservazione possono essere espressi come numero minimo di individui o percentuale

rispetto all'abbondanza totale o numero di siti di presenza che dovranno essere rappresentati nel sistema di riserve per garantire la conservazione a lungo termine delle specie, quindi rappresentano vincoli rispetto alle potenziali soluzioni selezionate.

Matematicamente, la rappresentazione di una specie  $j$  in un set di  $x_i$  siti può essere definita come:

$$R_j(x) = \sum_i^{N_s} x_i r_{ij} \quad x_i \in \{0,1\} \forall i \quad (1)$$

dove  $r_{ij}$  è il livello di rappresentazione (per esempio, il numero di individui) della specie  $j$  nel sito  $i$  e  $x_i$  è una variabile di controllo che assume valore 1 per i siti selezionati nella soluzione e 0 per quelli non selezionati.

Marxan tenta quindi di minimizzare la sommatoria:

$$\sum_i^{N_s} x_i C_i + b \sum_i^{N_s} \sum_h^{N_f} x_i (1 - x_h) CV_{ih} \quad (2)$$

con il vincolo che tutte le specie raggiungano il target di rappresentazione:

$$R_j(x) \geq T_j \quad \forall j \quad (3)$$

dove  $C_i$  è il costo del sito  $i$ ,  $N_s$  è il numero totale di siti,  $N_f$  è il numero di specie,  $T_j$  è il target per la specie  $j$  e  $b$  è un moltiplicatore che determina il costo del set di siti selezionati relativamente alla penalità legata alla loro configurazione spaziale.

Marxan utilizza un algoritmo di ottimizzazione con l'obiettivo di minimizzare una *objective function* (4), una funzione matematica derivante dalla combinazione di (2) e (3), che garantisce che tutte le specie raggiungano il *target*, penalizzando le configurazioni spaziali dove la condizione (3) non è soddisfatta.

$$\sum_{i=1}^{N_s} Cost + BLM \sum Boundary + \sum_{j=1}^{N_f} SPF_j + CTP(t) \quad (4)$$

Il primo termine è una misura del costo del sistema di riserve che è una combinazione lineare dei costi di tutti i singoli siti inclusi nel sistema. L'SPF rappresenta un fattore di penalità per ogni specie  $j$  che non raggiunge il target, quindi è il costo aggiuntivo necessario per rappresentare adeguatamente la specie nel sistema. Sono inoltre inclusi due

termini opzionali: una penalità legata alla configurazione spaziale, a fine di rendere i sistemi meno frammentati, pesata con il fattore BLM e un termine che penalizza le soluzioni che eccedono una determinata soglia di costo  $t$  con una penalità  $CTP$ .

Marxan assume che la presenza e l'abbondanza delle specie all'interno delle aree protette siano certe e fisse, senza incertezza. In realtà i sistemi di aree protette dovrebbero essere pianificati in funzione della conservazione a lungo termine delle specie e degli ecosistemi, su cui giocano diversi fattori di incertezza, come per esempio i possibili effetti dovuti ai cambiamenti climatici. Al tal fine è stata sviluppata una versione modificata di Marxan (Ball *et al.* 2009) che permette di identificare le aree prioritarie per la conservazione sotto differenti assunti di incertezza, minimizzando così la probabilità che un sistema di riserve sia esposto a processi o eventi di minaccia. La nuova versione di Marxan permette quindi di definire i *target* sia in termini quantitativi sia in termini di probabilità di raggiungimento. Per esempio si può definire un target pari a 100 individui con una probabilità dell'80%. Marxan cercherà quindi di raggiungere il *target* con una definita probabilità oppure pagherà una penalità (Game *et al.* 2008).

In questo caso la rappresentazione attesa della specie  $j$  in un set di siti  $x_i$  è:

$$E = (R_j(x)) = \sum_i^{Ns} x_i r_{ij} p_{ij} \quad (5)$$

dove  $p_{ij}$  rappresenta la probabilità di presenza della specie  $j$  nel sito  $i$ . Di conseguenza la varianza associata è:

$$Var(E(R_j(x))) = \sum_i^{Ns} r_{ij}^2 p_{ij} x_i (1 - p_{ij}) \quad (6)$$

Nella versione modificata di Marxan è stato quindi aggiunto un termine alla *objective function* (7), al fine di penalizzare le configurazioni che non garantiscono che tutte le specie raggiungano il *target* con il livello di probabilità fissato:

$$\sum_{i=1}^{Ns} Cost + BLM \sum Boundary + \sum_{j=1}^{Nf} SPF_j + CTP(t) + PW \sum_{i=j}^{Nf} P_j \quad (7)$$

dove  $P_j$  è la probabilità che la specie  $j$  non raggiunga il target e  $PW$  è un fattore (*probability weight*) per pesare il nuovo termine nell'*objective function*, rispetto agli altri.



Marxan somma le probabilità di raggiungere il *target* relative ad ogni specie, le moltiplica per il parametro *probability weight* ottenendo così il termine di probabilità dell'*objective function*. Tentando di minimizzare il valore dell'*objective function*, Marxan crea quindi configurazioni di sistemi di riserve che minimizzano la probabilità che le specie siano sottoposte ad una minaccia e quindi la probabilità che una soluzione non raggiunga i *target* prefissati.

Diversi algoritmi per la selezione delle riserve sono stati sviluppati al fine di identificare soluzioni efficaci. Un metodo di ottimizzazione molto efficace, utilizzato da Marxan, è il *simulated annealing* che permette di comparare soluzioni alternative e selezionare automaticamente il migliore *set* di aree di conservazione, sulla base del valore dell'*objective function*. Minore è quindi il valore dell'*objective function*, migliore è il sistema di riserve. La procedura inizia con una selezione *random* di una proporzione di siti e procede per un numero di iterazioni definito dall'utente. Ad ogni iterazione la procedura seleziona un singolo sito in modo casuale, che può essere o meno già nel sistema inizialmente selezionato. Viene quindi valutato il cambiamento nel valore dell'*objective function* derivante dall'inserimento (o dall'esclusione, nel caso fosse già incluso) del sito nel sistema. Il cambiamento è combinato con un parametro detto 'temperatura': quando il valore della 'temperatura' è alto, all'inizio della procedura, cambiamenti sia migliorativi che peggiorativi possono essere accettati o rifiutati, ma durante esecuzione dell'algoritmo la 'temperatura' decresce e con essa la possibilità di accettare un cambiamento peggiorativo, fin quando saranno accettati solo cambiamenti migliorativi (Game & Grantham 2008).

Il software richiede i seguenti file: *i*) un file contenente i siti selezionabili, definiti *planning unit* (pu.dat), *ii*) uno contenente le specie target, le *conservation feature*, (spec.dat), *iii*) uno relativo alla matrice delle *planning unit* e delle *conservation feature* (puvsp.dat) e *iv*) uno contenente tutti i parametri che controllano le modalità con cui Marxan seleziona le soluzioni (input.dat).

Il file delle *planning unit* (PU) contiene tre campi: id, cost e status. In questo studio le *planning unit* sono rappresentate dalle zone umide nazionali, oggetto dei censimenti IWC, a cui è stato assegnato un identificativo univoco (id). Ad ogni PU viene assegnato un costo che può essere economico, sociale, di opportunità o una combinazione di questi (Ball *et al.* 2009). In questa analisi, in assenza di informazioni circa il valore economico di ogni sito, il

costo assegnato ad ogni zona umida corrisponde all'area dello stessa, assumendo una correlazione fra i costi di acquisizione e gestione dei siti e la loro superficie (Margules & Pressey 2000). Lo *status* indica se una *planning unit* è all'interno o meno del sistema di aree protette iniziale e finale e può assumere quattro valori (Tab.2).

**TABELLA 2** *Status* che possono assumere le *planning unit* in Marxan e relativa codifica

<b>Status</b>	<b>Descrizione</b>
0	La PU non è inclusa nel sistema iniziale e può essere selezionata in quello finale
1	La PU è inclusa nel sistema iniziale e può essere selezionata in quello finale
2	La PU è inclusa nel sistema iniziale e non può essere rimossa in quello finale
3	La PU non è inclusa nel sistema iniziale e non può essere aggiunta in quello finale

In questo studio, al fine di individuare i siti ricadenti all'interno del Sistema di Aree Protette o di Rete Natura 2000 esistenti, è stata utilizzata una percentuale di sovrapposizione pari o superiore al 50%.

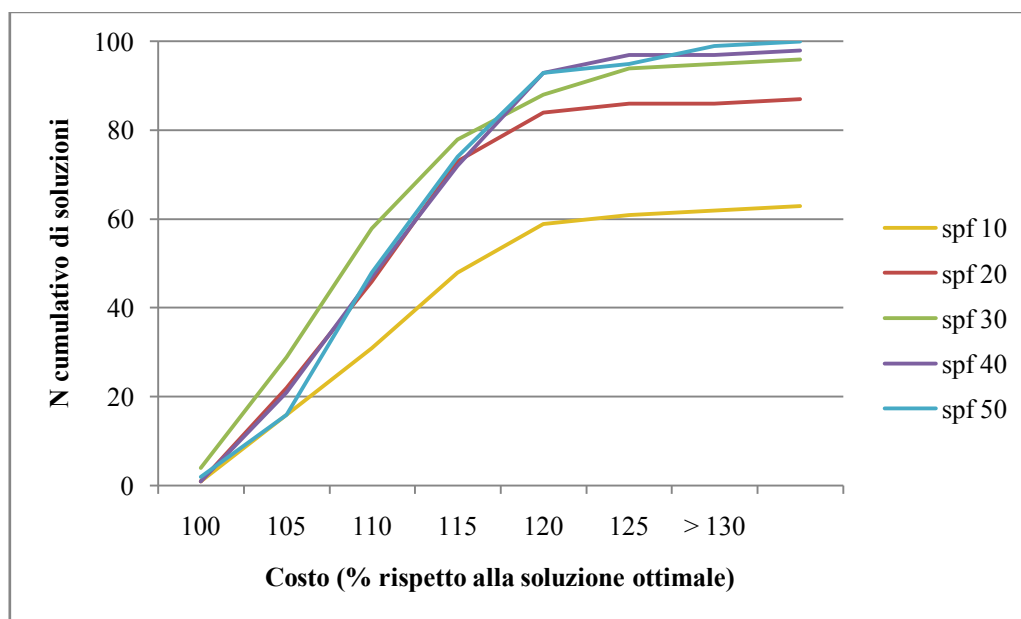
Un quarto campo (*prob*), nella versione modificata di Marxan, indica la probabilità che ogni *planning unit* sia sottoposta ad una minaccia. I valori vanno da 0 (assenza di minaccia) a 1 (100% di probabilità di minaccia). In questo studio la probabilità di minaccia di ogni sito è stata definita sulla base di un indice di rischio di esposizione ai cambiamenti climatici, successivamente descritto.

Il file relativo alle *conservation feature* (CF) contiene i seguenti campi: *id*, *name*, *target*, *spf*. Per ogni specie, identificata quindi da un codice numerico univoco e dal nome, viene definito un *target* di conservazione da raggiungere nonché un fattore di penalità nel caso questo non venga raggiunto. In questo studio sono stati definiti *target* specie-specifici basati sulla rappresentatività, il significato ecologico e il livello di minaccia delle diverse specie (Ardron *et al.* 2010), a partire da un valore di abbondanza dei popolamenti corrispondente al 95° percentile delle consistenze rilevate nel quinquennio 2002-2006, considerato al tempo stesso il dato più completo e attuale. È stata calcolata una percentuale proporzionale alla rappresentatività della specie, basandosi sull'assunto che le specie più abbondanti e quelle per le quali l'Italia rappresenta una porzione marginale dell'areale di svernamento richiedano una protezione minore (in termini percentuali) rispetto a specie

meno comuni (Rodrigues *et al.* 2004, Ardron *et al.* 2010) e a quelle per le quali l'Italia rappresenta un'area di svernamento prioritaria. A tale percentuale è stato quindi sommato il contributo relativo allo stato di conservazione delle specie, definito sulla base delle categorie AEWA precedentemente descritte e del fatto che ricadano o meno in Allegato I della Direttiva Uccelli (specie rigorosamente protette). A tal fine è stato incrementato il valore calcolato sulla base della rappresentatività di una percentuale pari al 20% nel caso le specie siano inserite in All. I della Direttiva 'Uccelli'. Per le restanti specie è stato incrementato il valore di una percentuale pari al 15% nel caso si trovino in colonna A dell'Accordo AEWA oppure del 10% se si trovano in colonna B. Il *range* dei *target* così ottenuti varia dal 10 al 70% per le diverse specie.

L'*spf* (*species penalty factor*) è un fattore di penalità assegnato nel caso uno o più *target* non vengano raggiunti. Maggiore è l'*spf*, maggiore enfasi darà Marxan al raggiungimento dei *target*, a scapito dell'economicità del sistema. Quindi è stato necessario testare diversi *spf* al fine di ottenere i valori minimi che consentano di raggiungere i diversi obiettivi fissati, mediante una fase di calibrazione. Sono stati quindi testati 5 differenti valori di *spf* (10, 20, 30, 40, 50) e scelto il valore più appropriato confrontando la distribuzione cumulativa dell'efficienza (= costo) delle soluzioni (Fig.4). Sulla base dei risultati ottenuti è stato scelto un *spf* = 30, avendo prodotto il 96% di soluzioni in grado di raggiungere tutti i *target* ed un costo inferiore al 115% di quello ottimale nell'80% delle soluzioni.

**FIGURA 4** Distribuzione cumulativa del costo dei *set* di soluzioni ottenuti coi diversi valori di *spf*



La matrice delle *planning unit* e delle *conservation feature* (tre campi: pu, species, amount) contiene le informazioni relative all'abbondanza di tutte le specie all'interno in ogni singolo sito. In questo studio, grazie alla disponibilità di una lunga serie temporale di dati, è stata definita la distribuzione e consistenza dei popolamenti direttamente sulla base dei risultati dei censimenti IWC, assumendo che in un sito in cui una specie non è mai stata rilevata per l'intero periodo monitorato, se ne possa assumere l'assenza. Per ogni sito il numero di individui presenti è stato calcolato come il 95° percentile delle consistenze rilevate nell'intero periodo di monitoraggio (1991-2009), conservando così l'informazione legata alla distribuzione 'storica' delle specie. Tale valore, anche se può non rappresentare la consistenza più attuale, si può considerare una misura della capacità portante di ogni sito per sostenere un certo numero di individui.

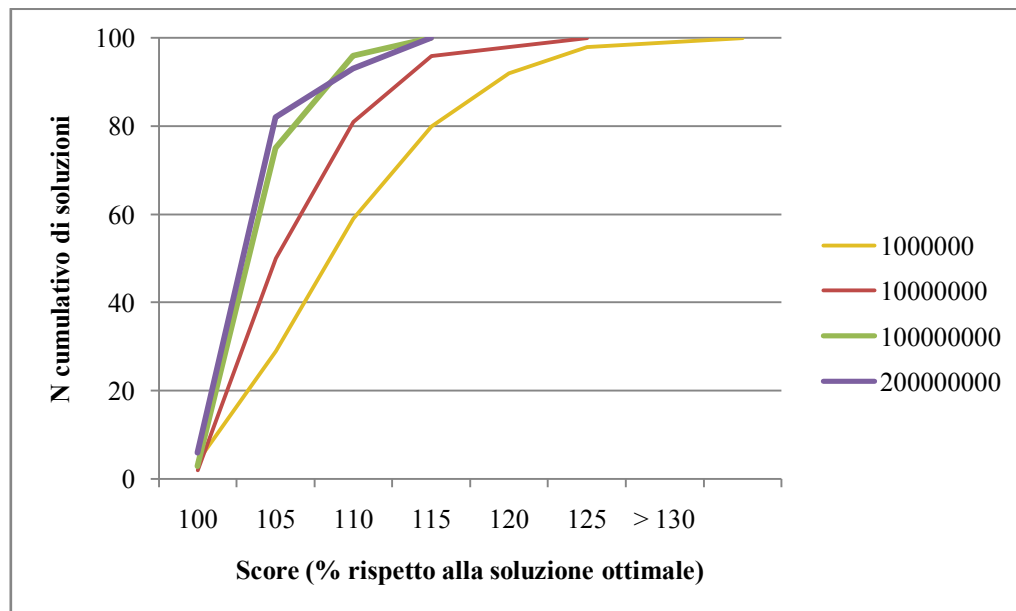
Il file input.dat contiene tutti i parametri che controllano le modalità con cui Marxan seleziona le soluzioni. L'applicazione inedit.exe è stata utilizzata per creare il file in cui specificare i principali parametri (riassunti in Tab.3): *i*) il metodo di ottimizzazione utilizzato per trovare le soluzioni, *ii*) il numero di iterazioni, che determina quanto Marxan si avvicina ad una soluzione ottimale, efficiente, *iii*) numero di ripetizioni, cioè il numero di soluzioni indipendenti che Marxan deve generare, *iv*) il parametro BLM che definisce quanta enfasi deve dare Marxan alla ricerca di sistemi di riserve più compatti. In questo studio non è stato incluso il costo legato alla lunghezza dei confini fra aree protette per ridurre la frammentazione, quindi il parametro BLM è stato posto uguale a 0, a causa della distribuzione discreta delle zone umide che non consentirebbe comunque di ottenere sistemi compatti.

Nella versione modificata di Marxan il parametro "*probability weight*" funziona come un moltiplicatore per il termine di probabilità dell'*objective function*: più alto è il valore, maggiore è la necessità di minimizzare la probabilità di un evento di minaccia in una soluzione. In questo studio è stato utilizzato un valore pari a 100.

Per valutare l'efficacia di ogni set di soluzioni prodotte da Marxan prima di tutto è necessario verificare quante soluzioni raggiungono tutti i *target* di conservazione (soluzioni *feasible*), cioè sono associate ad una penalità uguale a 0, e quindi valutare se le soluzioni prodotte sono prossime all'*optimum* dal punto dell'efficienza, in termini di costo (Ardron *et al.* 2010). Visto che i parametri definiti dall'utente possono avere un notevole influenza sull'efficienza delle soluzioni (Fischer & Church 2005), una procedura base di

calibrazione prevede di testare diversi valori dei principali parametri necessari per ottenere risultati consistenti e garantire che tutti i *target* vengano raggiunti. Con le stesse modalità utilizzate per calibrare l'spf, sono stati individuati i valori più appropriati per quanto riguarda il numero di iterazioni e di ripetizioni utilizzati per raggiungere tutti i *target* prefissati al minor costo. È stato così calibrato il numero di iterazioni utilizzate, confrontando la distribuzione cumulativa dell'efficienza delle soluzioni *feasible* per 4 valori (Fig.5). Dal grafico si evidenzia un progressivo miglioramento dell'efficienza (% di soluzioni con costo minore) fino a  $10^8$  iterazioni, mentre un ulteriore incremento non modifica sostanzialmente l'efficienza.

**FIGURA 5** Distribuzione cumulativa del costo dei *set* di soluzioni ottenuti con un diverso numero di iterazioni



La calibrazione del numero di ripetizioni, con l'obiettivo di definirne un numero tale che il *set* di soluzioni generato costituisca un campione rappresentativo di tutte le soluzioni disponibili, ha permesso di scegliere 100 *run* come numero sufficiente per raggiungere lo scopo.

**TABELLA 3** Valori dei parametri utilizzati in Marxan

<b>Parametro</b>	<b>Valore</b>
N° <i>run</i>	100
Algoritmo	Simulated annealing – normal interative improvement
N° iterazioni	1000000
<i>Probability weight</i>	100

Per tutti gli altri parametri sono stati utilizzati i valori di *default*.

## 1.6 ANALISI

### 1.6.1 GAP ANALYSIS

La *gap analysis* è una procedura per analizzare l'efficacia dei sistemi di aree di conservazione esistenti nel rappresentare la biodiversità e rilevare quindi eventuali lacune, *gap*, in termini di specie non sufficientemente rappresentate nei sistemi di riserve esistenti (Scott *et al.* 1993, Rodrigues *et al.* 2004a). In questo studio è stata analizzata la capacità di rappresentare l'avifauna acquatica da parte del Sistema di Aree Protette e di Rete Natura 2000 nazionali, mediante un confronto fra la distribuzione delle specie, all'interno delle zone umide, e quella delle suddette aree di conservazione. Marxan consente di calcolare automaticamente il grado di rappresentatività delle diverse specie, e quindi di determinare la presenza di eventuali specie *gap*, nei sistemi di riserve esistenti, imponendo l'inclusione esclusivamente dei siti sottoposti ai vincoli di tutela esistenti, ponendo cioè uno *status* = 2 per tutti i siti inclusi in Aree Protette e Rete Natura 2000 e uno *status* = 3 per tutti gli altri siti.

A partire dai *target* precedentemente definiti (vedi Materiali e metodi – Procedura di analisi di Marxan), sono state definite le specie come *i*) 'protette' se raggiungono il *target* predefinito al 100% all'interno dei sistemi di aree di conservazione, *ii*) 'moderatamente protette' se il grado di rappresentazione è maggiore o uguale al 50%, *iii*) 'scarsamente protette' se è inferiore al 50% e *iv*) *gap* se la loro distribuzione non si sovrappone a nessuna area soggetta a vincoli di tutela.

### 1.6.2 ANALISI DI IRREPLACEABILITY

Per misurare l'importanza relativa di ogni zona umida per il raggiungimento dei *target* di rappresentazione fissati è stato calcolato un valore di *irreplaceability* che è una misura del potenziale contributo di ogni sito alla realizzazione di un sistema di riserve rappresentativo (Pressey *et al.* 1994b). Dal punto di vista operativo è la proporzione di soluzioni in cui un sito è necessario affinché queste siano completamente rappresentative della biodiversità complessiva (Ferrier *et al.* 2000). L'*irreplaceability* è misurata come un *continuum* di valori fra 0 e 1, dove un sito con valore 1 è essenziale per raggiungere uno o più *target*, quindi è insostituibile. Siti con valori progressivamente inferiori possono essere potenzialmente sostituiti da un certo numero di siti alternativi, al fine di raggiungere gli

obiettivi di conservazione fissati. La misura della *irreplaceability* non può essere definita con esattezza lavorando con grandi quantità di dati, ma può essere stimata con diversi metodi (Ferrier *et al.* 2000, Carwardine *et al.* 2007). Marxan genera una serie di buone soluzioni e la frequenza di selezione di ogni sito indica la proporzione di soluzioni efficienti in cui quel sito viene selezionato quindi la sua importanza per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione prefissati. Altri software invece, fra i quali C-Plan (NSW NPW Service ©), stimano direttamente l'*irreplaceability* come la probabilità che un sito sia richiesto per raggiungere determinati *target* di conservazione (Ferrier *et al.* 2000). Carwardine *et al.* (2007), confrontando i valori di *irreplaceability* ottenuti con i due diversi metodi, hanno ottenuto risultati analoghi, con una elevata proporzione di valori sovrapposti, a condizione che, utilizzando Marxan, non vengano posti vincoli di compattezza nella selezione delle aree.

È stata quindi stimata l'*irreplaceability* delle zone umide nazionali, sulla base dei *target* prefissati, a partire dalla frequenza di selezione dei singoli siti ottenuta da 100 ripetizioni, senza considerare la presenza di alcun vincolo di tutela esistente, ponendo quindi uno *status* = 0 per tutti i siti.

Al fine di misurare il contributo dei sistemi di riserve esistenti per la conservazione delle zone umide di maggior valore conservazionistico e verificarne l'efficienza è stato confrontato il valore medio di *irreplaceability* dei siti inclusi nel Sistema di Aree Protette e nella Rete Natura 2000 con il valore atteso in siti selezionati in modo *random* rispetto al loro *status* conservazionistico. Il risultato di 1000 selezioni *random* di un numero di siti pari a quello incluso nel Sistema di Aree Protette e in Rete Natura 2000 è stato utilizzato come una stima dell'*irreplaceability* che ci si aspetterebbe di ottenere dal caso. È stato quindi confrontato il valore medio di *irreplaceability* osservato con il 95° percentile della distribuzione di valori ottenuta dalle 1000 selezioni *random* effettuate, per stimare differenze significative nell'efficacia dei sistemi di aree di conservazione rispetto a ciò che può essere atteso dal caso, con una probabilità  $p < 0.05$  (Araújo *et al.* 2007).



### 1.6.3 SCENARI DI SYSTEMATIC CONSERVATION PLANNING

L'identificazione di *gap* nella rappresentazione delle specie all'interno delle aree di conservazione, anche se fondamentale, rappresenta solo il primo passo per la realizzazione di una più robusta ed efficiente rete di riserve (Margules & Pressey 2000). La *Systematic Conservation Planning* permette di pianificare sistemi di aree protette sulla base di precisi obiettivi e bilanciando costi e benefici, al fine di ottimizzare il risultato. Il metodo permette di individuare diversi *set* di siti alternativi in grado di raggiungere i *target* di conservazione prefissati, molti dei quali con una simile efficienza in termini di costo, quindi è caratterizzato da elevata flessibilità, permettendo di proporre scenari alternativi e consentendo quindi decisioni partecipate.

Applicando i principi di complementarità e rappresentatività, sono stati identificati i siti potenziali per espandere gli attuali sistemi di aree di conservazione nazionali e raggiungere così tutti i *target* di conservazione definiti al fine di proteggere efficacemente la biodiversità ornitica e le zone umide che la ospitano. Anche se gli attuali sistemi di riserve possono non essere stati selezionati adeguatamente, includerli nella pianificazione rappresenta un approccio pragmatico alla conservazione della biodiversità in quanto difficilmente aree protette già istituite saranno sostituite con altre (Pressey & Cowling 2001, Game *et al.* 2008). È stato quindi assegnato uno *status* = 2 ai siti che ricadono all'interno del Sistema di Aree protette o di Rete Natura 2000. Per valutare la qualità dei risultati ottenuti è stato quindi quantificato il numero di soluzioni efficienti, in grado di raggiungere i *target* di conservazione, e la variabilità delle diverse soluzioni, in termini di costo e *objective function*. Infine per verificare se differenti gruppi di specie influiscono in modo marcato sul costo complessivo delle soluzioni, sono state ripetute le analisi escludendo a turno le specie minacciate, ai sensi della Direttiva 'Uccelli' e della Convenzione AEWA, e le restanti specie. Sono stati posti i *target* dei due diversi gruppi alternativamente pari a 0, valutando così l'impatto che ogni gruppo ha sul risultato finale, in termini di costo. Se un gruppo ha una forte influenza sul risultato, ponendo il suo *target* pari a 0, si dovrebbe assistere ad una riduzione consistente del costo delle soluzioni identificate da Marxan e come conseguenza dovrebbero essere riviste le scelte fatte per la pianificazione (Ramirez 2007).

#### 1.6.4 INDICE DI RISCHIO DI ESPOSIZIONE AGLI EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

Per stimare la futura esposizione delle zone umide, e della biodiversità che ospitano, a significativi cambiamenti climatici è stato generato un indice di cambiamento climatico locale per ogni cella di 30 arc-sec, a partire dai valori medi di temperatura e precipitazioni derivanti dal database bioclimatico di WorldClim e dai modelli climatici GCM precedentemente interpolati, per entrambi gli scenari di emissione utilizzati in questo studio.

L'indice di rischio di esposizione ad eventi climatici estremi è stato generato a partire dalle variazioni delle due variabili climatiche fra il periodo attuale (*baseline*) e i due periodi di riferimento '2050' (2040-2069) e '2080' (2070-2100). In particolare è stata calcolata la differenza fra i valori delle precipitazioni  $P_{\mu}$  e delle temperature medie  $T_{\mu}$  mensili della *baseline* e quelli dei due periodi di riferimento sopraindicati. Per le temperature le differenze sono state standardizzate, dividendo la differenza per la deviazione standard ( $\sigma$ ) della *baseline*. Sono quindi state definite come temperature mensili estreme quelle eccedenti  $2\sigma$  della *baseline*, valore proposto come buona approssimazione per identificare condizioni climatiche estreme (Luterbacher *et al.* 2004, Beaumont *et al.* 2011). Le precipitazioni sono caratterizzate da maggior variabilità spaziale e temporale, nonché da maggior incertezza nelle proiezioni relative alle variazioni future. In questo caso, non potendo assumere una distribuzione normale dei dati, sono state considerate come condizioni climatiche estreme quelle caratterizzate da un decremento pari o superiore al 30% rispetto alle medie attuali.

Per ogni cella è stata quindi calcolata la frequenza di eventi estremi (numero di volte in cui temperature  $T_{\mu}$  e precipitazioni  $P_{\mu}$  superavano il valore soglia sopra definito), assumendo che più alta è tale frequenza, maggiore sarà il rischio climatico a cui la cella sarà sottoposta nel futuro. Infine è stato calcolato il valore medio delle celle ricadenti all'interno di ogni zona umida oggetto d'indagine per assegnare un indice complessivo ad ogni sito, espresso in termini di probabilità con valori compresi fra 0 (nessun rischio) e 1 (massima probabilità di rischio).

#### 1.6.5 SYSTEMATIC CONSERVATION PLANNING ED EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

L'istituzione di riserve ha un duplice scopo: da un lato rappresentare tutta la biodiversità di una regione, dall'altro proteggere la biodiversità da processi che possono minacciare la sua persistenza (Margules & Pressey 2000). I rapidi cambiamenti climatici in corso possono mettere a repentaglio l'integrità e la persistenza di importanti sistemi ecologici e della biodiversità che ospitano e rendere inefficaci gli sforzi volti a colmare i *gap* di conservazione della biodiversità attuali (Araùjo *et al.* 2004, Hannah *et al.* 2007, Bellard *et al.* 2012). L'integrazione dei potenziali impatti dovuti ai cambiamenti climatici in atto nell'approccio per la selezione delle riserve permette di generare reti di aree di conservazione che minimizzano la probabilità di rischio climatico e forniscono conseguentemente maggiori garanzie di persistenza a lungo termine delle specie.

La versione modificata di Marxan, incorporando un fattore di incertezza, consente di verificare il raggiungimento degli obiettivi di conservazione fissati per tutte le specie, con un determinato livello di probabilità, sulla base del rischio associato ad ogni sito. L'indice di rischio di esposizione ai cambiamenti climatici elaborato è stato utilizzato come dato di *input* nella versione modificata di Marxan quale fattore di incertezza circa il fatto che le condizioni climatiche di ogni zona umida nel futuro saranno ancora idonee per la persistenza degli habitat acquatici e per la biodiversità che ospita ad oggi. Ad ogni sito è stata associata quindi una probabilità di minaccia, sulla base del valore dell'indice di rischio climatico, per ogni scenario di emissione (B1 e A2) e per i due periodi di riferimento analizzati.

L'analisi, effettuata mediante l'impiego del metodo di ottimizzazione di Marxan, è stata ripetuta includendo alternativamente il Sistema di Aree Protette e i siti di Rete Natura 2000 (*status* = 2 per i siti inclusi in uno dei suddetti sistemi) al fine di verificare il rischio associato alle aree di conservazione esistenti nel loro complesso. È stata quindi effettuata la medesima analisi, senza includere alcun vincolo di tutela esistente (*status* = 0 per tutti i siti), permettendo quindi a Marxan di selezionare, fra tutti quelli disponibili, i siti che contemporaneamente forniscono il maggior contributo per il raggiungimento dei *target* e sono associati al minor rischio climatico.

Alle soluzioni individuate da Marxan è associato un valore di probabilità di non raggiungere gli obiettivi di conservazione prefissati, oltre ad una probabilità per ogni singola specie di non raggiungere il suo *target*. Per ogni scenario e periodo di emissione considerati, è stata quindi calcolata la probabilità media, fra tutte le soluzioni prodotte da

Marxan, che i sistemi di riserve non raggiungano i *target* di conservazione fissati, dividendo la probabilità complessiva di ogni soluzione per il numero totale di specie (85). Il valore ottenuto è quindi una probabilità, che può assumere i valori compresi fra 0 e 1, in cui un valore pari a 0 indica una probabilità nulla di non raggiungere gli obiettivi di conservazione e un valore uguale a 1 indica il 100% di probabilità di non raggiungerli. Relativamente alla soluzione più efficiente individuata, è stata inoltre calcolata, per ogni scenario di emissione e periodo di riferimento, la probabilità di rischio per le diverse specie oggetto d'indagine di non raggiungere i *target* di conservazione fissati a partire dalla loro distribuzione e consistenza attuali. È stata quindi effettuata la medesima analisi, senza includere alcun vincolo di tutela esistente (*status* = 0 per tutti i siti), permettendo quindi a Marxan di selezionare, fra tutti quelli disponibili, i siti che contemporaneamente forniscono il maggior contributo per il raggiungimento dei *target* e sono associati al minor rischio climatico.

Rispetto alla soluzione più efficiente, ottenuta dall'analisi effettuata senza includere alcun vincolo di tutela esistente, è stata calcolata la percentuale di sovrapposizione fra i siti selezionati in entrambi i periodi di riferimento analizzati ('2050' e '2080') sia per lo scenario B1, sia per quello più pessimistico A2, al fine di individuare i potenziali 'rifugi climatici'. A partire dai 'rifugi climatici' così individuati è stata calcolata la percentuale di questi già inclusa nel Sistema di Aree Protette e in Rete Natura 2000 esistenti, su cui è stata effettuata una *gap analysis*, al fine di valutare in che misura le attuali aree di conservazione potranno ancora fornire un contributo per la persistenza della biodiversità ornitica nel futuro. È stato infine valutato l'ulteriore investimento potenzialmente necessario per estendere i sistemi di aree di conservazione esistenti, includendo tutti i siti identificati come 'rifugi climatici', al fine di garantire la conservazione a lungo termine degli habitat acquatici e della biodiversità ornitica al loro interno.

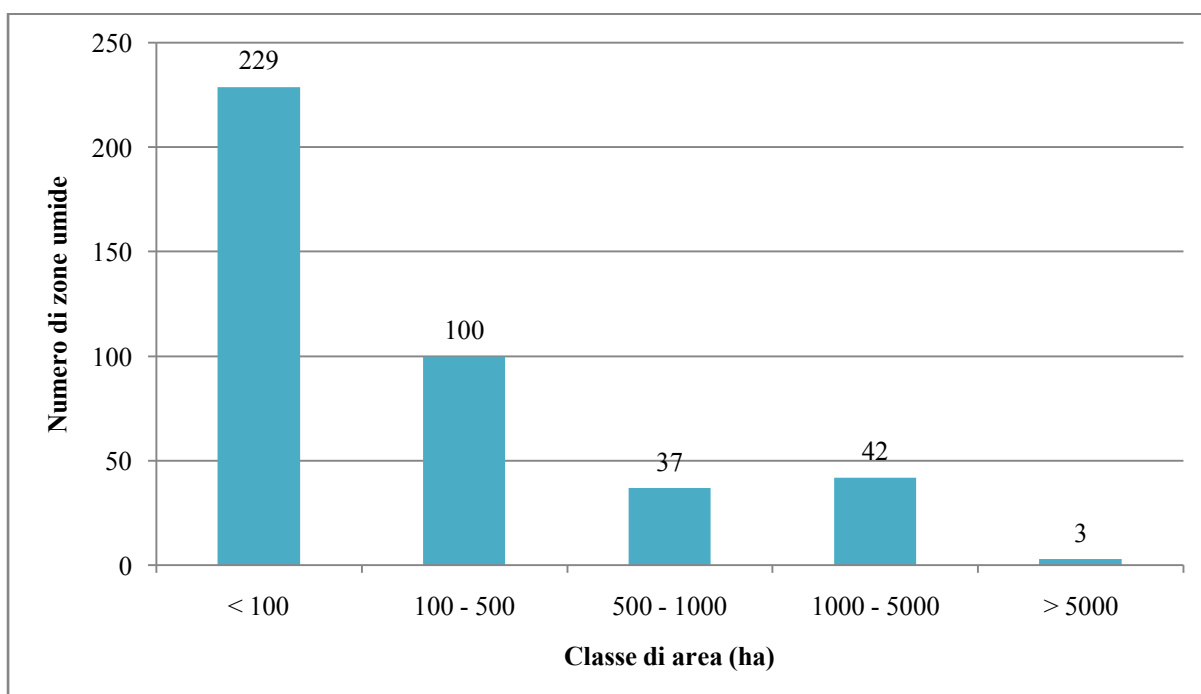
---

## 2. RISULTATI

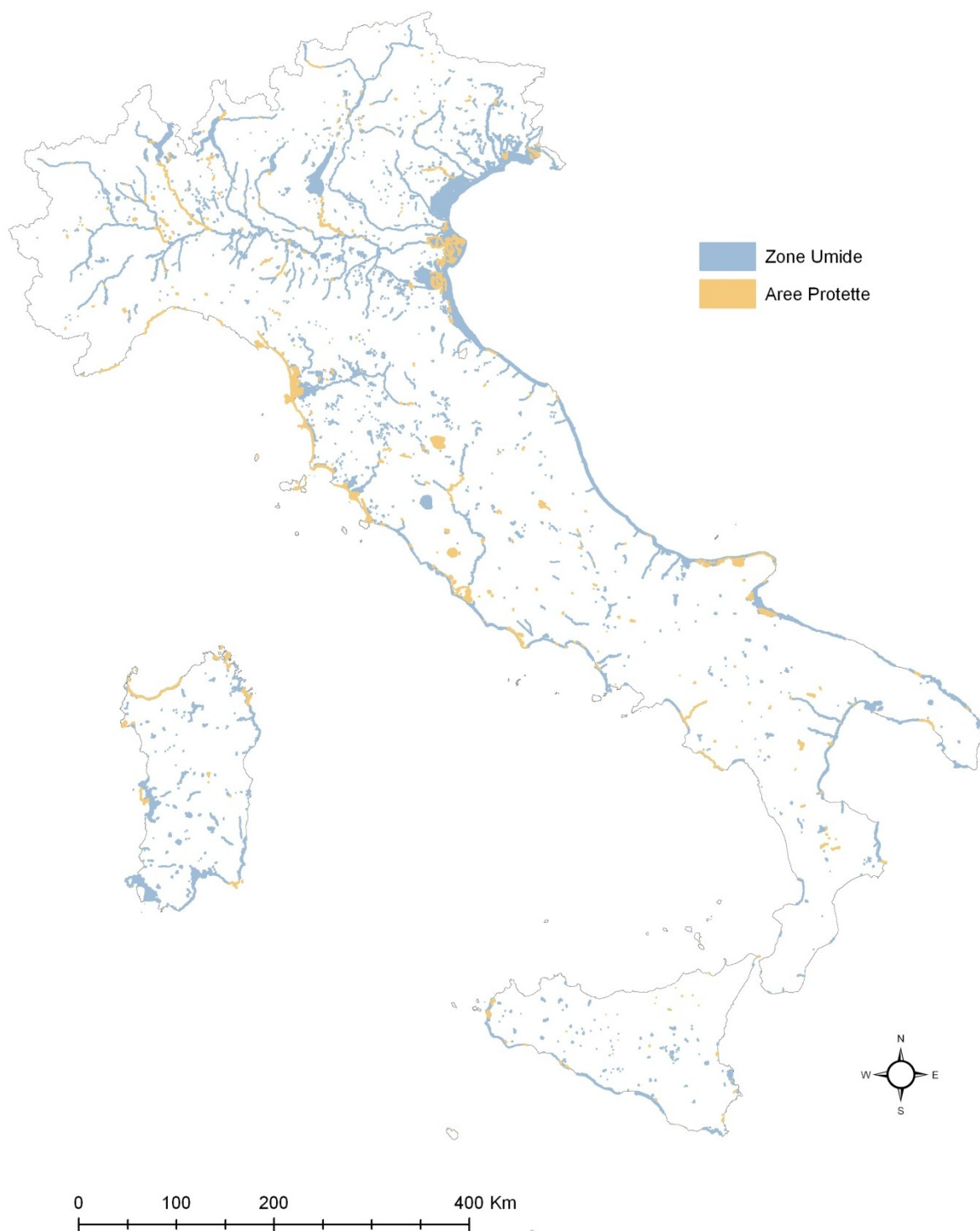
Il Sistema di Aree Protette copre il 17% della superficie delle zone umide nazionali, per una superficie complessiva di 170.000 ha (Fig.7).

Delle 412 zone umide ricadenti all'interno del Sistema di Aree Protette, solo 3 superano i 5000 ha di estensione (Lago Trasimeno in Umbria, Lago di Varano in Puglia e Lago di Bracciano in Lazio), mentre più del 50% hanno una superficie inferiore ai 100 ha (Fig.6).

**FIGURA 6** Numero di zone umide italiane, divise per classi di superficie, ricadenti all'interno di Aree Protette



**FIGURA 7** Copertura del Sistema di Aree Protette rispetto alle zone umide nazionali

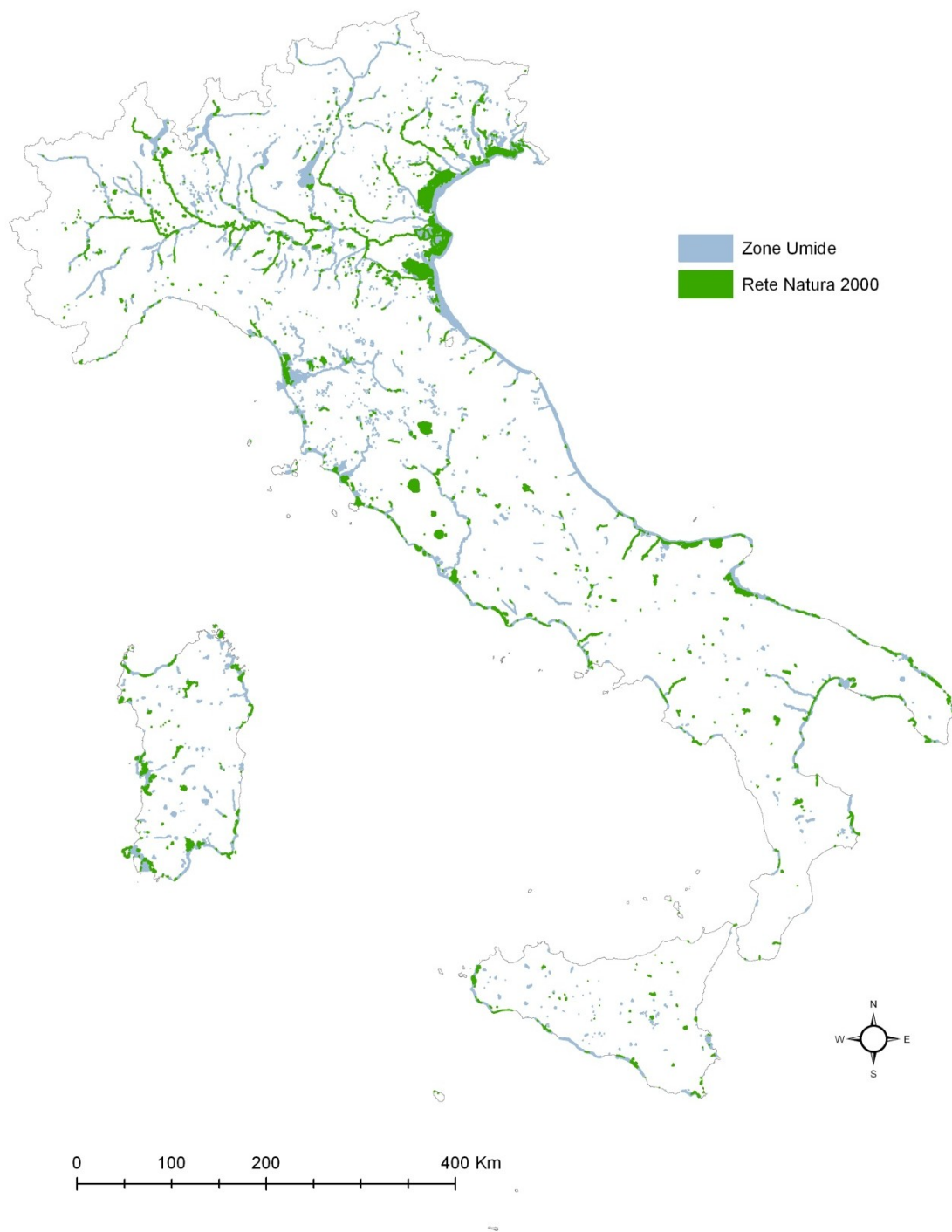


Rete Natura 2000 copre il 36% della superficie delle zone umide nazionali, per una superficie complessiva 356.500 ha, anche se la maggior parte della copertura è fornita dalle ZPS che raggiungono da sole il 30% (Fig.9). Anche in questo caso la maggior parte dei siti inclusi nel sistema rientra nella prima classe di superficie, inferiore ai 100 ha (Fig.8).

**FIGURA 8** Numero di zone umide, divise per classi di superficie, ricadenti all'interno di Rete Natura 2000



**FIGURA 9** Copertura della Rete Natura 2000 rispetto alle zone umide nazionali





## 2.1 GAP ANALYSIS

La *gap analysis* ha permesso di rilevare che, sebbene tutte le 85 specie oggetto dello studio siano almeno parzialmente rappresentate nel Sistema di Aree Protette nazionale, il 31% di esse non raggiunge il *target* di conservazione prefissato. Anche se nessuna specie è *gap*, quattordici di esse risultano ‘scarsamente protette’ dal Sistema di Aree Protette (copertura < 50%) e dodici ‘moderatamente protette’ (copertura  $\geq$  50%) (Tab.4); delle 26 specie non adeguatamente rappresentate, cinque rientrano in colonna A delle categorie di minaccia individuate nell’ambito dell’AEWA, corrispondente allo *status* di conservazione più sfavorevole, e dieci in colonna B. Inoltre il 46% delle specie si trova in All. I della Direttiva ‘Uccelli’, richiedendo quindi una stretta protezione. Mentre per sette di queste specie, tra cui la Pittima minore e il Mignattaio, l’Italia rappresenta una porzione marginale dell’areale di svernamento, le restanti specie, per le quali il territorio nazionale rientra appieno nell’areale di svernamento, sono caratterizzate in buona parte da una distribuzione localizzata o legata ai sistemi fluviali, come nel caso dello Smergo maggiore *Mergus merganser*.

La medesima analisi, rispetto a Rete Natura 2000, ha evidenziato una maggior efficacia del sistema per la conservazione dell’avifauna acquatica svernante. Infatti il 96% delle specie è risultata ‘protetta’, mentre solo tre specie non raggiungono il *target* di rappresentazione fissato: una di esse risulta ‘moderatamente protetta’ da Rete Natura 2000 (copertura  $\geq$  50%) e due ‘scarsamente protette’ (copertura < 50%). I risultati della *gap analysis*, rispetto alla copertura fornita dalle sole ZPS, istituite al preciso scopo di tutelare l’avifauna, mostrano un buon contributo delle stesse per la conservazione degli uccelli acquatici. Considerando solo le ZPS infatti, le specie risultate ‘protette’ sono il 94% e le cinque specie non completamente rappresentate sono per lo più legate ad ambienti marini. Di queste, due risultano ‘moderatamente protette’ (copertura  $\geq$  50%) e tre ‘scarsamente protette’ (copertura < 50%) (Tab.5). Due di queste specie, risultate ‘protette’ rispetto a Rete Natura 2000 nella sua interezza, hanno quindi raggiunto i *target* di conservazione fissati solo grazie al contributo dei SIC, evidenziando una carenza nella copertura fornita dalle ZPS, espressamente istituite per la tutela dell’avifauna.

**TABELLA 4** Specie non adeguatamente rappresentate dal Sistema di Aree Protette nazionale, con i relativi valori di abbondanza (95° percentile rispetto al periodo 1991-2009), il target di rappresentazione fissato e il target raggiunto, in termini percentuali.

Specie	Nome Scientifico	Abbondanza	Target	% target raggiunto
Beccaccia di mare	<i>Haematopus ostralegus</i>	60	30	10
Voltapietre <sup>B</sup>	<i>Arenaria interpres</i>	365	73	18
Pollo sultano *	<i>Porphyrio porphyrio</i>	174	113	26
Gabbiano roseo *, <sup>B</sup>	<i>Larus genei</i>	3443	1721	34
Piovanello maggiore <sup>B</sup>	<i>Calidris canutus</i>	217	119	35
Cavaliere d'Italia *, <sup>B</sup>	<i>Himantopus himantopus</i>	143	93	40
Oca lombardella <sup>A</sup>	<i>Anser albifrons</i>	7133	2853	43
Pittima minore *, <sup>B</sup>	<i>Limosa lapponica</i>	23	11	45
Gru *, <sup>B</sup>	<i>Grus grus</i>	234	152	48
Gavina <sup>B</sup>	<i>Larus canus</i>	8303	2906	52
Orchetto marino <sup>B</sup>	<i>Melanitta nigra</i>	453	91	56
Piovanello tridattilo	<i>Calidris alba</i>	771	270	57
Pivieressa	<i>Pluvialis squatarola</i>	6858	1715	61
Strolaga mezzana *, <sup>B</sup>	<i>Gavia arctica</i>	291	174	64
Smergo maggiore	<i>Mergus merganser</i>	74	15	67
Mignattaio *, <sup>A</sup>	<i>Plegadis falcinellus</i>	58	23	70
Cicogna bianca *	<i>Ciconia ciconia</i>	114	40	70
Moretta grigia	<i>Aythya marila</i>	453	181	72
Gabbiano corso *, <sup>A</sup>	<i>Larus audouinii</i>	132	86	73
Gabbiano nordico	<i>Larus argentatus</i>	450	45	73
Zafferano	<i>Larus fuscus</i>	2452	736	84
Piovanello pancianera *, <sup>A</sup>	<i>Calidris alpina</i>	77591	27157	87
Marangone dal ciuffo *	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	715	393	89
Fistione turco <sup>B</sup>	<i>Netta rufina</i>	456	228	93
Gabbianello *	<i>Larus minutus</i>	79	55	95
Chiurlo maggiore <sup>A</sup>	<i>Numenius arquata</i>	7538	3015	96

A = colonna A delle categorie di minaccia dell'AEWA; B = colonna B delle categorie di minaccia dell'AEWA

\* = All. I della direttiva 'Uccelli'

**TABELLA 5** Specie non adeguatamente rappresentate in Rete Natura 2000 e nelle sole ZPS, con i relativi valori di abbondanza (95imo percentile rispetto al periodo 1991-2009), il *target* di rappresentazione fissato e quello raggiunto, in termini percentuali.

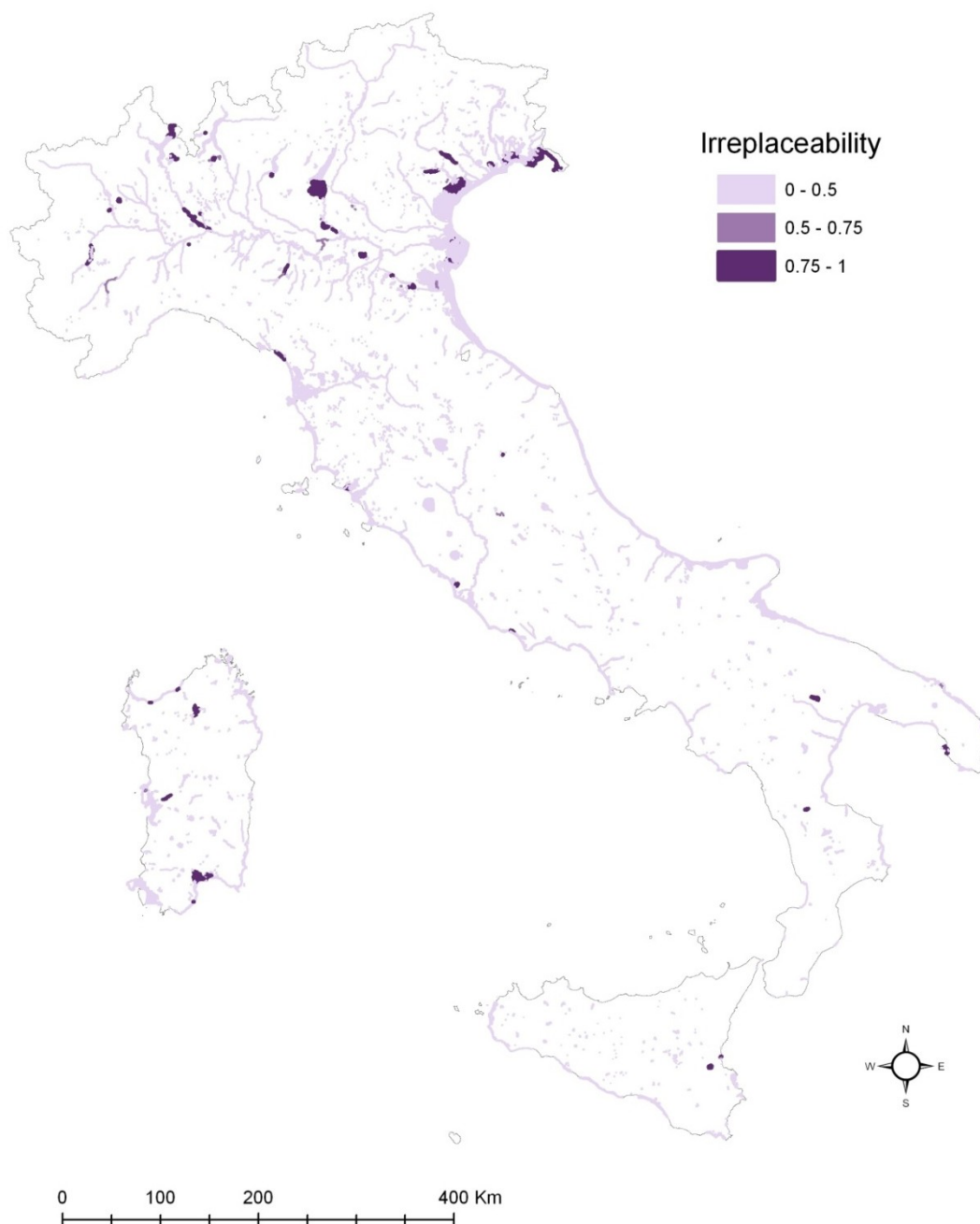
Specie	Nome Scientifico	Abbondanza	Target	ZPS %	Rete Natura %
Orchetto marino	<i>Melanitta nigra</i>	453	91	9	9
Marangone dal ciuffo	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	715	393	17	100
Edredone	<i>Somateria mollissima</i>	180	45	27	42
Orco marino	<i>Melanitta fusca</i>	350	70	63	77
Gabbiano corso	<i>Larus audouinii</i>	132	86	84	100

## 2.2 ANALISI DI *IRREPLACEABILITY*

Analizzando il contributo delle diverse zone umide per il raggiungimento dei *target* di rappresentazione fissati, 53 siti sono risultati essenziali per la realizzazione di un sistema di aree di conservazione rappresentativo, raggiungendo valori di *irreplaceability* uguali o superiori a 0.75 (Fig. 10). Numerosi di questi sono concentrati nella porzione settentrionale dei Paesi: in particolare, diversi laghi, fra i quali la porzione meridionale del Lago di Garda, il Lago Maggiore, il Lago di Varese, e diversi tratti fluviali sono risultati prioritari per la conservazione della biodiversità ornitica. Le zone umide costiere dell'Alto Adriatico contribuiscono in modo decisivo al raggiungimento dei *target* di conservazione, in particolare la Laguna Nord di Venezia e gli ambienti vallivi all'interno della Laguna di Caorle e la Laguna di Marano, che insieme a quella di Grado, caratterizza il profilo costiero Alto Adriatico della regione Friuli Venezia Giulia. Più a sud, nell'area del Delta del Po, lo Scanno e Sacca di Goro, la Valle di Gorino e, più all'interno, Valle Campotto sono associati a valori di *irreplaceability* pari a 1. La pianura emiliana è caratterizzata da un'ampia distribuzione di piccole zone umide, spesso derivanti da ripristini e gestite in funzione della conservazione della biodiversità al loro interno, che possono contribuire alla realizzazione di un efficiente sistema di siti protetti. In Toscana l'area palustre della Diaccia-Botrona ha un valore di *irreplaceability* pari a 1. In Italia centro-meridionale tre laghi, il Lago di Fogliano in Lazio, il Lago di San Giuliano in Basilicata e il Lago Tarsia in Calabria, oltre alla Palude di Colfiorito in Umbria, forniscono un contributo importante per la conservazione della biodiversità ornitica, con un valore di *irreplaceability* rispettivamente di 1 e 0.9: per quanto riguarda i due laghi meridionali si tratta di invasi artificiali creati originariamente per scopi irrigui che nel tempo hanno assunto un'importanza conservazionistica.

In Sardegna diversi siti sono caratterizzati da valori elevati di *irreplaceability*, variabili fra 1 e 0.8, situati in alcune aree costiere settentrionali e in una vasta area del cagliaritano comprendente la Laguna di Nora, una porzione del sistema degli stagni di Molentargius e Quartu e lo Stagno di Cagliari. Per le zone umide interne, il Lago di Coghinas e un tratto del Fiume Tirso, il fiume più importante della Sardegna, forniscono un ulteriore contributo. In Sicilia, il contributo sia del Biviere di Lentini sia dei pantani di Torre Allegra, nell'area della Foce del Simeto, è risultato essenziale per la realizzazione di un sistema di riserve efficiente, rispetto ai *target* di rappresentazione prefissati, con un valore di *irreplaceability* rispettivamente di 1 e 0.9.

**FIGURA 10** Mappa dei valori di *irreplaceability* delle zone umide nazionali



Dal confronto fra la distribuzione dei siti risultati prioritari per la conservazione della biodiversità ornitica e quella delle Aree Protette, risulta che il 39% dei siti con valori di *irreplaceability* pari o superiori a 0.75 è incluso nell'esistente Sistema di Aree Protette per una superficie complessiva di 9.924 ha. Il medesimo confronto rispetto alla distribuzione delle ZPS, e di Rete Natura 2000 nel suo complesso, ha permesso di rilevare una copertura rispettivamente del 60% e del 74% dei siti confermando la maggior efficacia di questi vincoli di tutela per la conservazione della biodiversità ornitica.

Il confronto fra i valori di *irreplaceability* osservati nei siti inclusi in ognuno dei sistemi di riserve considerati nell'analisi, rispetto ai valori ottenuti dalle selezioni *random*, ha permesso di evidenziare una maggiore capacità di entrambi i sistemi considerati di includere i siti realmente prioritari per la conservazione, con valori di *irreplaceability* significativamente più elevati ( $p < 0.05$ ) di quanto ci si aspetterebbe di ottenere dal caso (Tab.6).

**TABELLA 6** Risultati del test delle differenze fra i valori di *irreplaceability* nei siti inclusi nel Sistema di Aree Protette, nella Rete Natura 2000 e nelle ZPS ( $Media_{oss}$ ) rispetto ai valori ottenuti dalla selezione *random* (95° percentile).

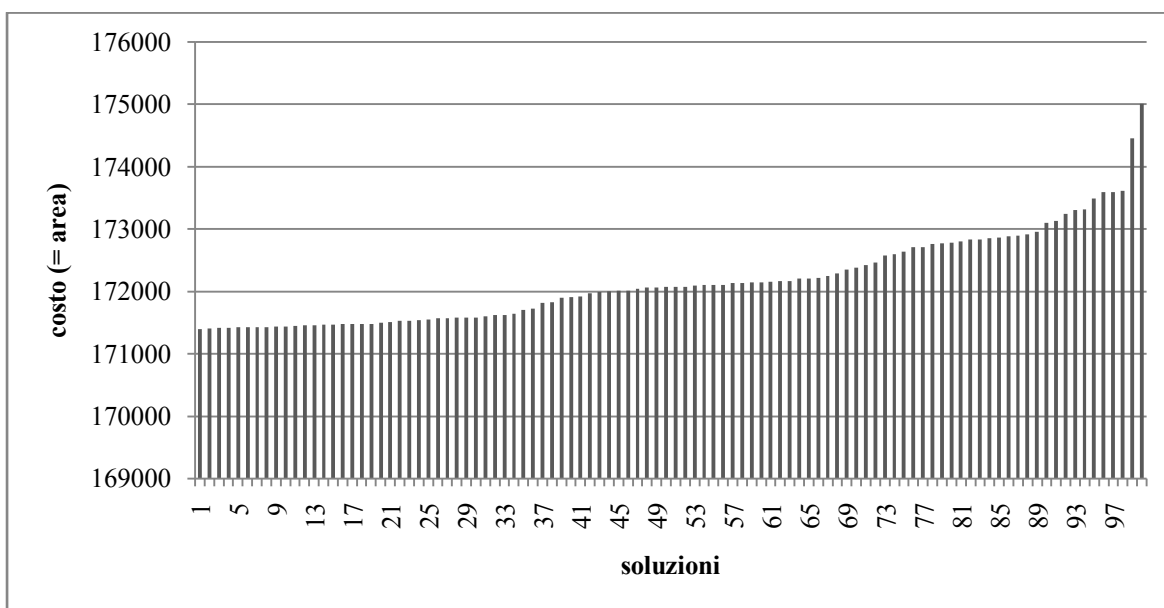
	$Media_{oss}$	95° percentile	$p < 0.05$
Sistema di Aree Protette	0.0675	0.0447	*
Rete Natura 2000	0.0617	0.0394	*
ZPS	0.0761	0.0418	*

### 2.3 SCENARI DI *SYSTEMATIC CONSERVATION PLANNING*

Marxan fornisce una serie di soluzioni con un diverso costo e quindi diversa efficienza, consentendo di confrontare diverse opzioni e scegliere, fra soluzioni alternative caratterizzate da una simile efficienza, quelle con una maggiore possibilità di realizzazione.

I risultati dello scenario di pianificazione finalizzato a rendere completamente rappresentativo il Sistema di Aree protette esistente non variano sensibilmente fra le diverse soluzioni, in termini di costo e *objective function*, e tutte hanno una penalità uguale a zero, quindi tutte le specie raggiungono il *target* di conservazione fissato. La soluzione più costosa, corrispondente a 175.000 ha di superficie, vede un incremento dell'*objective function* del 2.1% rispetto alla soluzione più efficiente, meno costosa (171.400 ha) (Fig.11).

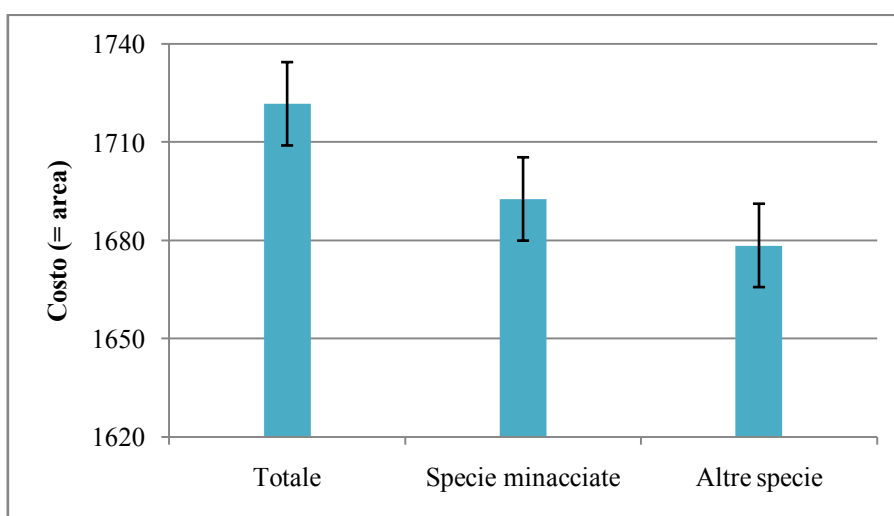
**FIGURA 11** Distribuzione del costo, in termini di superficie (in ha) delle 100 soluzioni individuate da Marxan. L'incremento di costo fra la soluzione più efficiente e quella più costosa è pari al 2.1%.



La soluzione più efficiente, meno costosa, richiederebbe 27 siti aggiuntivi al fine di colmare i *gap* esistenti per il 31% delle specie non totalmente rappresentate nell'attuale Sistema di Aree Protette. Ciò corrisponderebbe ad una superficie complessiva di 6.900 ha, pari ad un incremento del 4% del sistema esistente.

Il confronto fra il costo medio delle soluzioni, ottenute ponendo uguali a 0 i *target* rispettivamente delle specie minacciate e delle restanti specie, ha mostrato che nessuno dei due gruppi influenza marcatamente l'efficienza delle soluzioni. Escludendo le specie minacciate dall'analisi, si ha un decremento del costo pari all'1.7%, mentre nel secondo caso il decremento è del 2.5% (Fig.12). Questo risultato conferma che la pianificazione non è sbilanciata fra i due gruppi di specie, ma bilancia l'esigenza di proteggere le specie più minacciate e al tempo stesso di tutelare le altre, onde evitare rischi futuri.

**FIGURA 12** Costo medio delle soluzioni ottenute escludendo a turno le 'Specie minacciate' e il restante gruppo ('Altre specie'). Il costo delle soluzioni che includono tutte le 85 specie ('Totale') è stato incluso come riferimento. Le barre verticali indicano l'ES



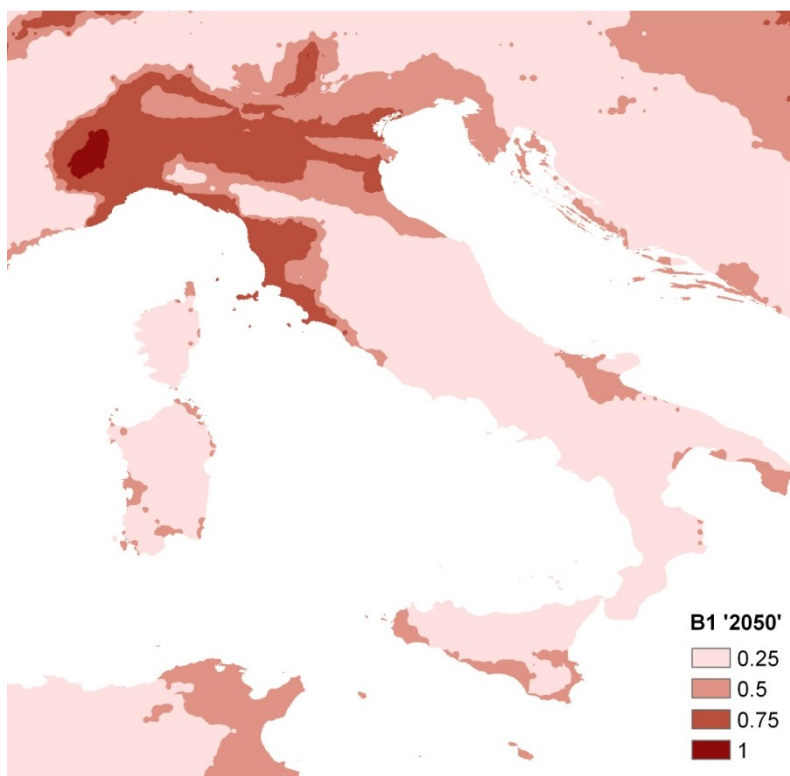
L'implementazione di Rete Natura 2000 richiederebbe, per quanto riguarda la soluzione più efficiente, l'inclusione di solo 5 siti aggiuntivi, pari ad una superficie di 2.600 ha, con un incremento dell'1% rispetto al sistema esistente. Anche in questo caso le diverse soluzioni non variano sensibilmente in termini di costo e *objective function*, e tutte hanno una penalità uguale a zero, quindi tutte le specie raggiungono il *target* di conservazione fissato. La soluzione più costosa vede un incremento dell'*objective function* pari allo 0.5% rispetto alla soluzione più efficiente, meno costosa.



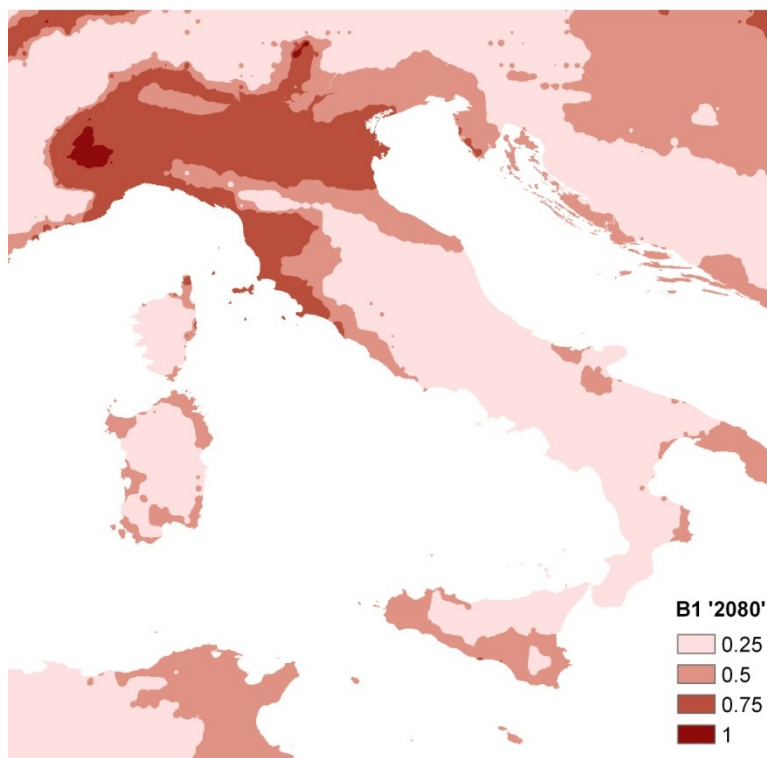
## 2.4 INDICE DI RISCHIO DI ESPOSIZIONE AGLI EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

L'indice di rischio di esposizione ad eventi climatici estremi, calcolato a partire dalle differenze fra le proiezioni future di precipitazioni e temperature medie mensili e i valori attuali, varia rispetto allo scenario di emissione considerato. Considerando lo scenario B1 l'indice non varia sensibilmente fra i due periodi di riferimento ('2050' e '2080'), in cui le zone caratterizzate da una probabilità di rischio più elevata (0.5 e 0.75) si trovano nelle aree pianeggianti nella porzione settentrionale del Paese, oltre a diverse fasce costiere distribuite lungo la penisola (Fig.13-14). Un *pattern* analogo si evidenzia, nel medio periodo ('2050'), anche rispetto allo scenario più pessimistico A2, mentre, rispetto al periodo di riferimento '2080', si evidenzia un incremento della probabilità che si verifichino eventi climatici estremi con una riduzione delle aree sottoposte a minor rischio climatico ( $\leq 0.25$ ) che permangono nelle aree più interne, caratterizzate da quote più elevate (Fig.15-16).

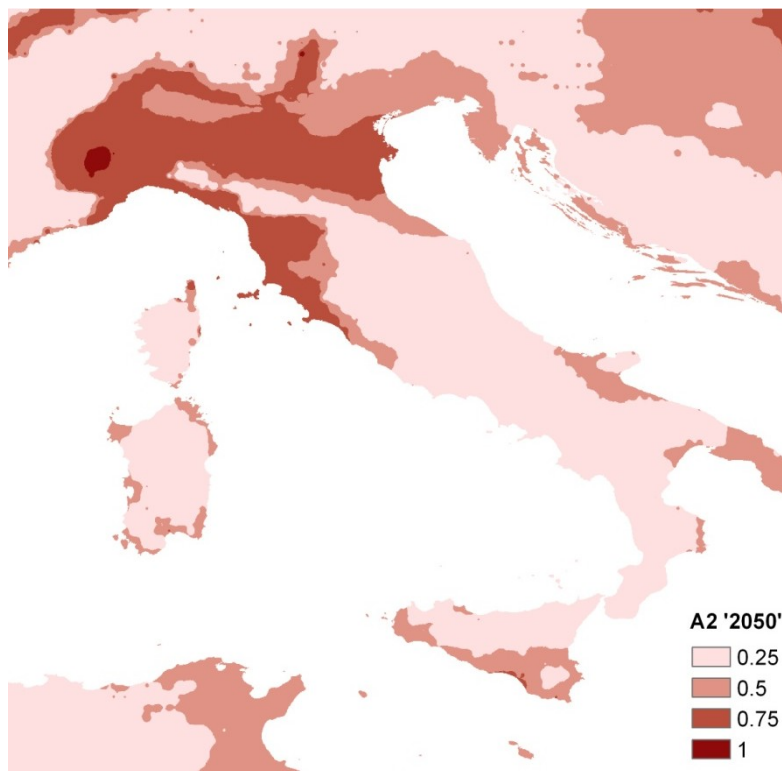
**FIGURA 73** Indice di rischio climatico per il periodo di riferimento '2050' e lo scenario di emissione B1 espresso in termini di probabilità di eventi climatici estremi.



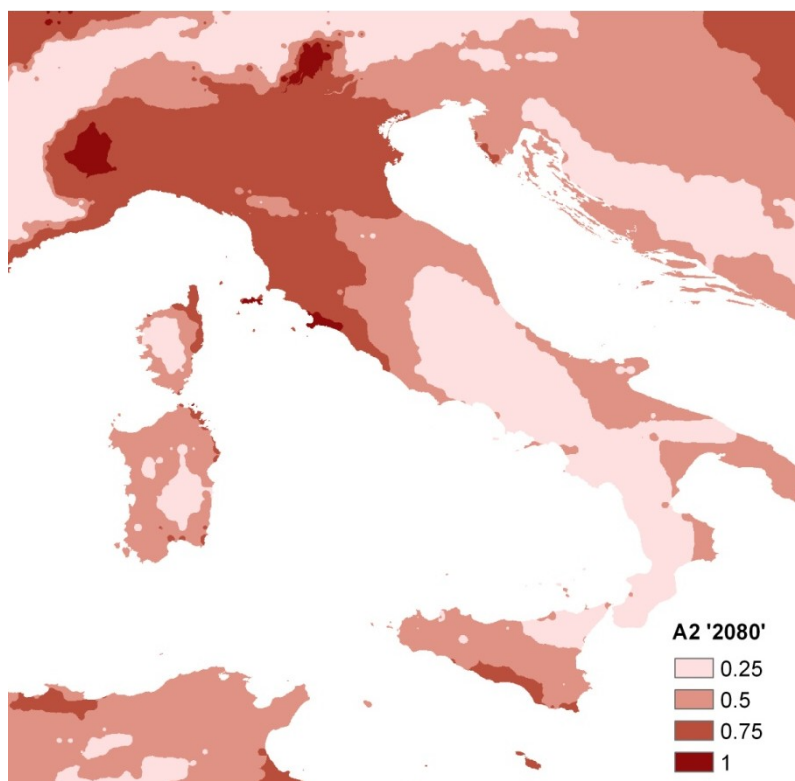
**FIGURA 84** Indice di rischio climatico per il periodo di riferimento '2080' e lo scenario di emissione B1 espresso in termini di probabilità di eventi climatici estremi.



**FIGURA 15** Indice di rischio climatico per il periodo di riferimento '2050' e lo scenario di emissione A2 espresso in termini di probabilità di eventi climatici estremi.



**FIGURA 16** Indice di rischio climatico per il periodo di riferimento '2080' e lo scenario di emissione A2 espresso in termini di probabilità di eventi climatici estremi.



## 2.5 SYSTEMATIC CONSERVATION PLANNING ED EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

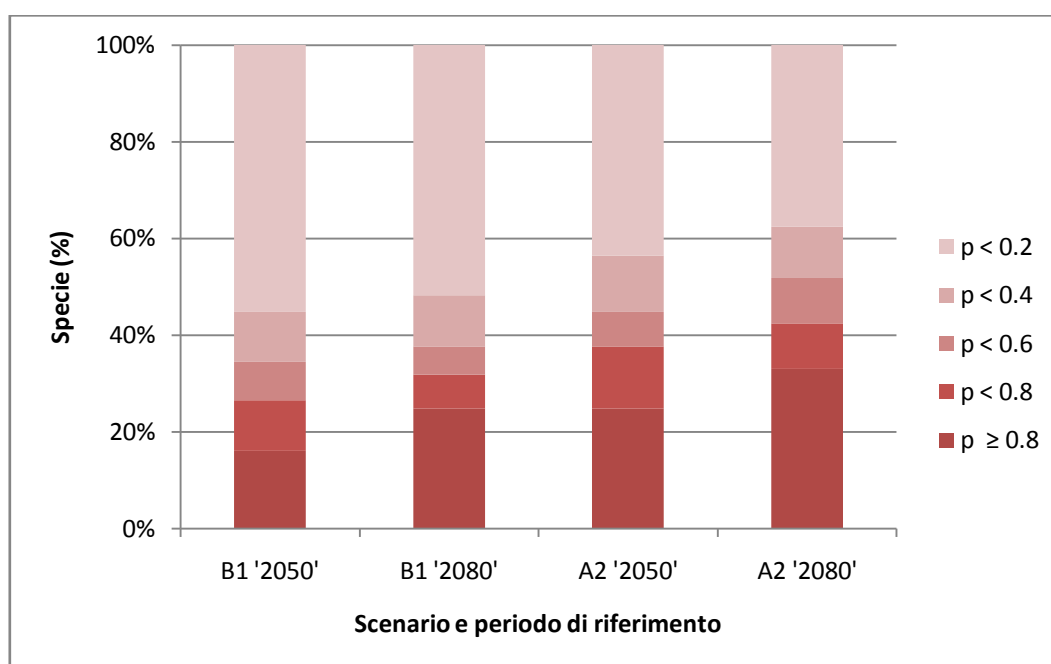
I risultati degli scenari di pianificazione, ottenuti includendo un fattore di rischio associato ai cambiamenti climatici in corso, hanno consentito di verificare se le future condizioni climatiche, a cui potranno essere sottoposte le zone umide nazionali, potranno influenzare l'idoneità dei siti e di conseguenza la persistenza della biodiversità ornitica che ospitano. Le soluzioni individuate, tenendo conto del rischio di esposizione ai cambiamenti climatici futuri a cui potranno essere sottoposti i siti oggetto d'indagine, sono associate ad una probabilità di non veder raggiungere gli obiettivi di conservazione fissati variabile sulla base dello scenario di emissione e del periodo di riferimento considerati (Tab.7).

L'analisi effettuata imponendo l'inclusione dei siti facenti parte dell'attuale Sistema di Aree Protette ha mostrato che le soluzioni individuate, rispetto allo scenario di emissione più ottimistico B1, sono associate ad una probabilità di non raggiungere gli obiettivi di conservazione fissati pari a 0.32 per il periodo di riferimento '2050' e 0.37 per il periodo '2080' a causa del rischio di esposizione ad eventi climatici estremi. Considerando lo scenario di emissione A2, più pessimistico, le probabilità di rischio associate alle soluzioni prodotte sono invece pari a 0.36 e 0.46, rispettivamente per il periodo '2050' e '2080'. L'analisi, effettuata a partire dalla distribuzione e consistenza attuali dei popolamenti ornitici, ha inoltre permesso di evidenziare che il 16% delle specie oggetto d'indagine potrebbe essere sottoposta ad una elevata probabilità di rischio (pari o superiore allo 0.8) di non raggiungere il *target* di conservazione fissato entro il periodo di riferimento '2050', rispetto allo scenario B1, e nel lungo periodo ('2080') tale percentuale potrebbe raggiungere il 25%. Rispetto allo scenario A2, la percentuale di specie potenzialmente sottoposta ad una probabilità di rischio pari o superiore allo 0.8 di non raggiungere il *target* di conservazione fissato sarebbe pari al 25% e 33%, rispettivamente nel medio ('2050') e lungo periodo ('2080') (Fig.17).

**TABELLA 7** Probabilità complessiva, per le soluzioni generate da Marxan, di non raggiungere gli obiettivi di conservazione fissati per i periodi '2050' e '2080' rispetto ai due scenari di emissione (B1 e A2). I risultati si riferiscono alle soluzioni ottenute includendo l'attuale Sistema di Aree Protette, i siti di Rete Natura 2000 e senza imporre alcun vincolo di tutela esistente.

	2050 B1	2080 B1	2050 A2	2080 A2
Sistema di Aree Protette	0.32	0.37	0.36	0.46
Rete Natura 2000	0.75	0.80	0.79	0.85
Nessun vincolo	0.18	0.23	0.22	0.28

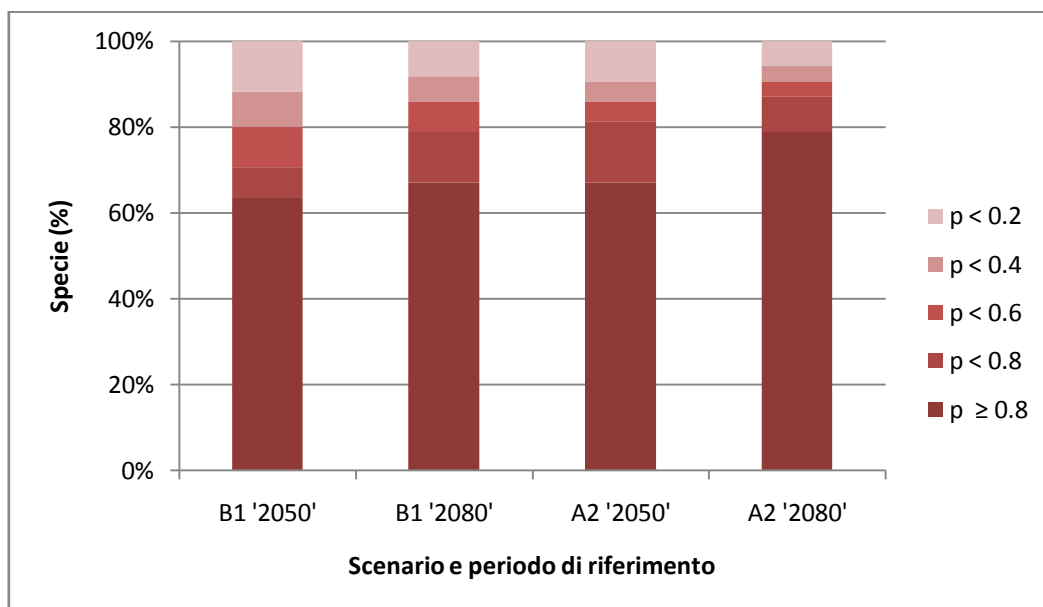
**FIGURA 17** Percentuale di specie e relativa probabilità di non raggiungere i *target* fissati per i periodi '2050' e '2080' rispetto ai due scenari di emissione (B1 e A2) sulla base dei risultati ottenuti includendo i siti del Sistema di Aree Protette esistente.



I risultati relativi all'analisi effettuata a partire dai siti attualmente inclusi in Rete Natura 2000 mostrano che le soluzioni ottenute sono associate ad una probabilità di non raggiungere gli obiettivi di conservazione fissati superiore rispetto al Sistema di Aree Protette, per entrambi gli scenari di emissione. Rispetto allo scenario di emissione B1, la probabilità, associata alle soluzioni ottenute, di non raggiungere gli obiettivi di

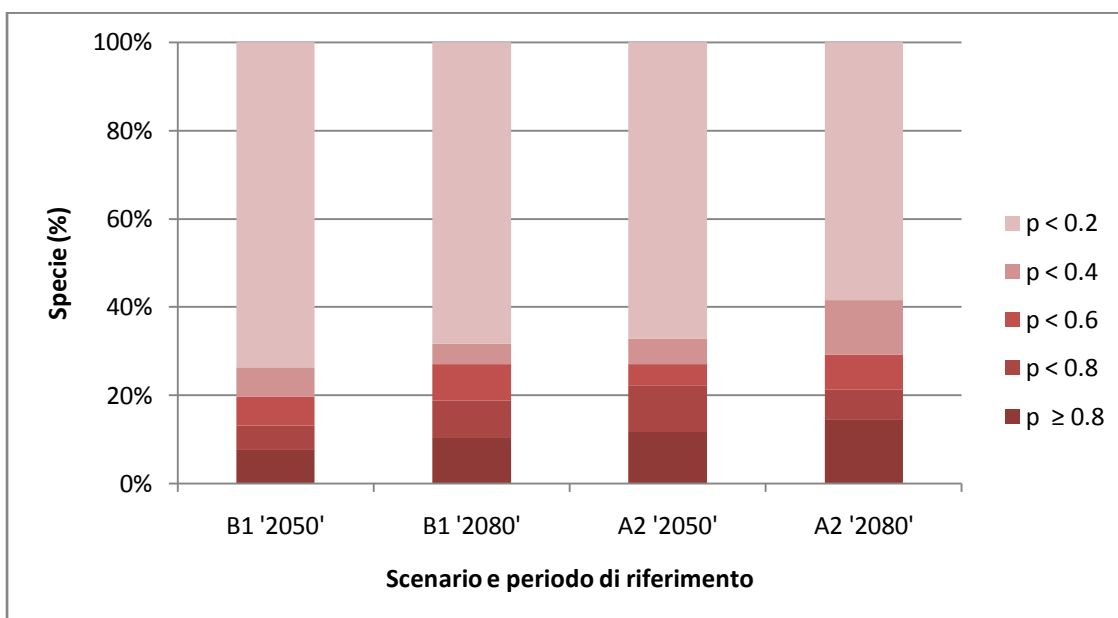
conservazione fissati a causa degli effetti dei cambiamenti climatici in corso è infatti pari a 0.75 per il periodo di riferimento '2050' e 0.80 per il periodo di riferimento '2080'. Le probabilità di rischio associate alle soluzioni prodotte rispetto allo scenario di emissione A2, più pessimistico, sono invece pari a 0.79 e 0.85, rispettivamente per il periodo '2050' e '2080'. Anche la probabilità di rischio a cui potranno essere sottoposte le singole specie all'interno dei siti di Rete Natura 2000 è più elevato: rispetto allo scenario B1, la percentuale di specie che potrebbe essere sottoposta ad una probabilità di rischio di non raggiungere il *target* di conservazione fissato uguale o superiore allo 0.8 è pari al 64% del totale, entro il periodo di riferimento '2050', e nel lungo periodo ('2080') tale percentuale potrebbe raggiungere il 67%. La medesima percentuale è stata ottenuta analizzando la probabilità di rischio nel medio periodo ('2050') rispetto allo scenario A2, mentre, entro il periodo di riferimento '2080', il 79% delle specie oggetto d'indagine potrebbe essere sottoposta ad una elevata probabilità di rischio di non raggiungere il *target* di conservazione fissato (Fig.18).

**FIGURA 18** Percentuale di specie e relativa probabilità di non raggiungere i *target* fissati per i periodi '2050' e '2080' rispetto ai due scenari di emissione (B1 e A2) sulla base dei risultati ottenuti a partire dai siti inclusi in Rete Natura 2000.



La medesima analisi, effettuata senza imporre alcun vincolo di tutela esistente, ha permesso di ottenere soluzioni associate ad un minor rischio di veder fallire gli obiettivi di conservazione nel futuro. La possibilità di poter individuare i siti sottoposti a minor rischio climatico a partire dall'intera distribuzione delle zone umide nazionali, ha infatti consentito di ottenere soluzioni la cui probabilità di non raggiungere gli obiettivi di conservazione si riduce a 0.19 e 0.23, rispettivamente per il periodo '2050' e '2080', considerando lo scenario di emissione B1, più ottimistico. Rispetto allo scenario più pessimistico A2 i valori ottenuti sono invece pari a 0.22 per il periodo '2050' e 0.27 per il periodo '2080'. L'analisi ha inoltre permesso di evidenziare che, rispetto allo scenario B1, l'8% delle specie potrebbe essere sottoposta ad un elevato rischio climatico, entro il periodo di riferimento '2050', sulla base della distribuzione e della consistenza attuali, e tale percentuale potrebbe raggiungere il 10% nel lungo periodo. Considerando lo scenario A2, la distribuzione attuale del 12-15% delle specie, rispettivamente nel medio e lungo periodo, potrebbe interessare siti con elevato rischio di esposizione ad eventi climatici estremi (Fig.19).

**FIGURA 19** Percentuale di specie e relativa probabilità di non raggiungere i *target* fissati per i periodi '2050' e '2080' rispetto ai due scenari di emissione (B1 e A2) sulla base dei risultati ottenuti senza imporre alcun vincolo di tutela esistente.



I siti contemporaneamente selezionati nelle soluzioni più efficienti, ottenute rispetto ai due scenari di emissione considerati (B1 e A2) e in entrambi i periodi di riferimento '2050' e '2080', che potranno quindi fungere da potenziali 'rifugi climatici', corrispondono a 119 zone umide, di cui 41 (il 35%) sono incluse nell'attuale Sistema di Aree Protette e 80 (il 67%) in Rete Natura 2000, potendo così fornire un contributo per la conservazione della biodiversità ornitica anche in caso di cambiamenti climatici sostanziali.

La *gap analysis*, effettuata a partire dai 'rifugi climatici' precedentemente individuati e già inclusi nell'attuale Sistema di Aree Protette, ha permesso di evidenziare un ulteriore decremento potenziale della capacità del sistema di rappresentare adeguatamente la biodiversità ornitica nelle zone umide in un contesto di cambiamenti climatici. Infatti ben l'89% delle specie potrebbe non raggiungere il *target* di conservazione fissato all'interno delle aree protette esistenti: 22 di esse sarebbero 'moderatamente protette', 51 'scarsamente protette' e 3 totalmente *gap*. Rete Natura 2000 continuerebbe a fornire un contributo maggiore per la conservazione della biodiversità ornitica nelle zone umide, anche se si assisterebbe ad un decremento della sua efficienza in quanto entro la fine del 21° secolo il 57% delle specie potrebbe non essere adeguatamente rappresentata all'interno dei siti della rete esistente, di cui 32 risulterebbero 'moderatamente protette' e 17 'scarsamente protette' (Tab. 8).

L'investimento necessario per includere tutti i 'rifugi climatici' individuati all'interno del Sistema di Aree Protette sarebbe pari a 78 siti addizionali, corrispondenti a 71.000 ha, quindi un incremento di superficie pari a 10 volte quello richiesto per rendere efficiente il sistema ad oggi. Il potenziale investimento richiesto per espandere Rete Natura 2000 e garantire così la conservazione a lungo termine della biodiversità nelle zone umide, in presenza di sostanziali cambiamenti climatici, aumenterebbe di 8 volte, rispetto al presente, richiedendo l'inclusione di 19 siti, pari ad una superficie di 21.000 ha.



**TABELLA 8** Specie che potrebbero non essere adeguatamente rappresentate nel Sistema di Aree Protette e in Rete Natura 2000 entro la fine del 21° secolo. I risultati si riferiscono alla *gap analysis* effettuata a partire dai ‘rifugi climatici’ quindi i siti selezionati sia nel medio che nel lungo periodo e in entrambi gli scenari di emissione B1 e A2.

Specie	Aree Protette	Rete Natura 2000
Airone bianco maggiore	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Airone cenerino	scarsamente protetta	protetta
Airone guardabuoi	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Alzavola	protetta	protetta
Avocetta	moderatamente protetta	protetta
Beccaccia	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Beccaccia di mare	scarsamente protetta	protetta
Beccaccino	moderatamente protetta	protetta
Beccapesci	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Canapiglia	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Cavaliere d'Italia	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Chiurlo maggiore	scarsamente protetta	protetta
Cicogna bianca	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Cigno reale	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Codone	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Combattente	moderatamente protetta	protetta
Cormorano	moderatamente protetta	protetta
Corriere grosso	scarsamente protetta	protetta
Corriere piccolo	moderatamente protetta	protetta
Edredone	moderatamente protetta	scarsamente protetta
Fenicottero	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Fischione	protetta	protetta
Fistione turco	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Folaga	protetta	protetta
Fratino	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Frullino	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Gabbianello	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Gabbiano comune	scarsamente protetta	protetta
Gabbiano corallino	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Gabbiano corso	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Gabbiano nordico	scarsamente protetta	protetta
Gabbiano reale	scarsamente protetta	protetta
Gabbiano roseo	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Gallinella d'acqua	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Gambecchio	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Garzetta	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Gavina	scarsamente protetta	moderatamente protetta

Specie	Aree Protette	Rete Natura 2000
Germano reale	moderatamente protetta	protetta
Gru	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Marangone dal ciuffo	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Marangone minore	moderatamente protetta	protetta
Mestolone	moderatamente protetta	protetta
Mignattaio	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Moretta	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Moretta grigia	scarsamente protetta	protetta
Moretta tabaccata	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Moriglione	moderatamente protetta	protetta
Nitticora	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Oca granaiola	moderatamente protetta	protetta
Oca lombardella	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Oca selvatica	protetta	protetta
Occhione	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Orchetto marino	gap	scarsamente protetta
Orco marino	gap	scarsamente protetta
Pantana	protetta	protetta
Pavoncella	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Pesciaiola	moderatamente protetta	moderatamente protetta
Pettegola	protetta	protetta
Piovanello maggiore	scarsamente protetta	protetta
Piovanello pancianera	scarsamente protetta	protetta
Piovanello tridattilo	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Piro-piro culbianco	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Piro-piro piccolo	protetta	protetta
Pittima minore	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Pittima reale	protetta	protetta
Piviere dorato	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Pivieressa	scarsamente protetta	protetta
Pollo sultano	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Porciglione	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Quattrocchi	scarsamente protetta	protetta
Smergo maggiore	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Smergo minore	scarsamente protetta	protetta
Spatola	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Strolaga mezzana	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Strolaga minore	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Svasso collarosso	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Svasso cornuto	scarsamente protetta	moderatamente protetta

Specie	Aree Protette	Rete Natura 2000
Svasso maggiore	scarsamente protetta	scarsamente protetta
Svasso piccolo	scarsamente protetta	protetta
Tarabuso	scarsamente protetta	moderatamente protetta
Totano moro	protetta	protetta
Tuffetto	scarsamente protetta	protetta
Volpoca	moderatamente protetta	protetta
Voltapietre	gap	protetta
Zafferano	moderatamente protetta	moderatamente protetta

‘protette’ = raggiungono il *target* predefinito al 100% all’interno dei sistemi di aree di conservazione,

‘moderatamente protette’ = grado di rappresentazione  $\geq 50\%$ ,

‘scarsamente protette’ = grado di rappresentazione  $< 50\%$ ,

*gap* = la distribuzione non si sovrappone a nessuna area soggetta a vincoli di tutela

---

### 3. DISCUSSIONE

Lo scopo della conservazione della biodiversità va ricercato non solo nel valore estetico e culturale di quest'ultima, ma soprattutto nella sua capacità di garantire la funzionalità degli ecosistemi in un contesto globale di cambiamenti ambientali, che in ultimo si traduce nel mantenimento di tutti i beni e servizi che tali ecosistemi forniscono (Maclaurin & Sterelny 2007). La creazione di aree protette è considerato uno dei più importanti strumenti per la conservazione della biodiversità (Groves 2003, Chape *et al.* 2005): da qui la necessità di valutare la loro efficacia al fine di rappresentarla adeguatamente e garantirne la persistenza a lungo termine. La *Systematic Conservation Planning* nasce in questo contesto, allo scopo di identificare le aree prioritarie per la conservazione (Margules & Pressey 2000, Possingham *et al.* 2000), anche se la necessità di includere informazioni il più possibile complete circa la distribuzione delle specie ha spesso portato ad indirizzare le analisi verso i gruppi tassonomici meglio monitorati (Hazen & Harris 2007, Kerley *et al.* 2003, Polasky *et al.* 2001). In questo studio sono stati utilizzati i dati derivanti dal monitoraggio delle popolazioni ornitiche svernanti nella zone umide del territorio nazionale, grazie alla disponibilità di informazioni esaustive, a livello temporale e spaziale, circa distribuzione e consistenza delle specie. Nonostante gli sforzi maggiori per la conservazione dell'avifauna siano rivolti alla tutela dei siti riproduttivi, risulta essenziale la salvaguardia delle aree di svernamento in grado di influenzare le condizioni delle popolazioni ornitiche anche nelle fasi successive del ciclo vitale. Infatti la sopravvivenza di molte specie di uccelli è regolata dalla produttività e dalla sopravvivenza annuale, due parametri a loro volta controllati dalle condizioni delle aree di svernamento.

In ambito europeo alcuni studi di *Systematic Conservation Planning* si sono focalizzati sulla conservazione della biodiversità terrestre (Maiorano *et al.* 2006, 2007, Araujo *et al.* 2007, Verovnik *et al.* 2011), ma le zone umide, nonostante la loro importanza grazie ai numerosi servizi ecosistemici che forniscono e ai numerosi fattori di minaccia a cui sono sottoposte, sono state raramente oggetto di studi basati su questo approccio (Jackson *et al.* 2004, Jantke *et al.* 2011), mentre a livello italiano ad oggi nessuna analisi si è focalizzata sull'efficacia delle aree di conservazione per la tutela della biodiversità ornitica.

L'analisi dell'*irreplaceability*, ovvero dell'importanza relativa di ogni sito per il raggiungimento dei *target* di conservazione fissati, ha permesso di individuare le zone umide prioritarie per la realizzazione di un sistema di riserve rappresentativo della

biodiversità che ospitano. I risultati mostrano che i siti caratterizzati dai valori di *irreplaceability* più elevati sono concentrati nella porzione settentrionale della penisola, nelle aree costiere dell'Alto Adriatico e della Sardegna meridionale, oltre a diverse piccole aree nel centro-sud Italia. Diversi di questi siti hanno un'importanza riconosciuta a livello internazionale ai sensi della Convenzione di Ramsar, per cui se ne può confermare il contributo per la conservazione della biodiversità ornitica. Fra questi possiamo ricordare lo Stagno di Cagliari e di Molentargius, la Laguna di Marano, Valle Campotto, oltre al Lago di San Giuliano in Basilicata, un invaso artificiale creato originariamente per scopi irrigui, ma che nel tempo ha assunto una grande importanza conservazionistica, consentendo di evidenziare il ruolo di una buona gestione dei siti, anche non naturali, per la conservazione della biodiversità.

I risultati ottenuti si riferiscono alle singole unità di censimento, utilizzate in questo studio come unità di pianificazione, che per zone umide di grandi dimensioni ha significato anche la suddivisione delle stesse in due o più aree. Ciò, se da un lato può rappresentare una scelta innaturale, dall'altro ha permesso un'analisi a scala fine del contributo dei diversi siti, in termini di rappresentazione della biodiversità, consentendo l'applicazione dei principi che stanno alla base della *Systematic Conservation Planning* per individuare le aree che richiedono il massimo livello di protezione, fermo restando la necessità di pianificare una corretta gestione di tutta la matrice in cui le singole aree di conservazione vengono istituite (Foster *et al.* 2003). Infatti l'istituzione di aree protette prevede di imporre vincoli sull'utilizzo delle risorse che spesso porta alla contrapposizione fra diversi interessi che ricadono su un'area e, nonostante le cause di declino della biodiversità siano note, le conseguenti azioni da intraprendere, al fine di invertire la tendenza in atto, non possono essere realizzate in tutti i siti e l'individuazione delle aree prioritarie su cui investire diviene essenziale (Ferrier & Wintle 2009).

La differenza significativa rilevata fra i valori di *irreplaceability* dei siti inclusi nel Sistema di Aree Protette e in Rete Natura 2000 e il valore atteso da un equivalente numero di siti selezionati in modo casuale dimostra come l'istituzione di questi vincoli di tutela sia nata da scelte gestionali che, almeno in parte, hanno tenuto conto della distribuzione della biodiversità al loro interno. Nonostante ciò il Sistema di Aree Protette esistente mostra un'insufficiente capacità di rappresentare le zone umide prioritarie, come evidenziato dalla limitata sovrapposizione fra la distribuzione dei siti con elevati valori di *irreplaceability* e quella delle aree protette esistenti (39%). La capacità mostrata da Rete Natura 2000, e dalle

ZPS in particolare, nell'assicurare la conservazione dell'avifauna acquatica e degli habitat che la ospitano è nettamente superiore, in quanto la percentuale di sovrapposizione è risultata rispettivamente uguale al 74% e al 60%.

Al fine di rendere le aree protette uno strumento efficace per la conservazione delle specie è necessario in primo luogo comprendere quali specie sono attualmente rappresentate nelle aree di conservazione esistenti e quali soffrono di un *gap* di protezione, consentendo quindi di localizzare i siti necessari per rendere completamente rappresentativi i sistemi esistenti. La *gap analysis* si pone l'obiettivo di individuare le specie non adeguatamente protette dai sistemi di riserve esistenti, non necessariamente enfatizzando il ruolo di specie rare o minacciate, ma permettendo di "*keep common species common*" (USGS Gap Analysis Program, University of Idaho). Numerose *gap analysis* a scala globale (Rodrigues *et al.* 2004a,b; Jenkins & Joppa 2009) e regionale (Dietz & Czech 2005; O'Dea *et al.* 2006; Catullo *et al.* 2008; Nel *et al.* 2009) hanno mostrato che la copertura dei sistemi di aree protette esistenti non è sufficiente per la conservazione a lungo termine della biodiversità. Solo di recente la *gap analysis* ha ricevuto grande attenzione in Europa, anche se la maggior parte degli studi si è focalizzato sull'analisi dell'efficacia dei sistemi di aree protette nella conservazione della biodiversità terrestre (Maiorano *et al.* 2006, 2007, Araujo *et al.* 2007).

I risultati di ogni *gap analysis* dipendono fortemente dalla qualità del dato di partenza (Maiorano *et al.* 2006), richiedendo informazioni sistematiche circa la distribuzione delle specie, attualmente disponibile solo per una frazione di esse (Margules & Pressey 2000, Brooks *et al.* 2004, Maiorano *et al.* 2006). Diversi studi hanno evidenziato i limiti legati alla scarsa disponibilità di dati di biodiversità ad alta risoluzione spaziale e temporale per la pianificazione della conservazione (Araujo *et al.* 2007, Gaston *et al.* 2008, Jantke *et al.* 2011). Gli algoritmi per la selezione delle riserve assumono infatti che i dati di presenza su cui effettuare le analisi siano certi e completi (Gaston & Rodrigues 2003, Wilson *et al.* 2005), anche se spesso ciò non è realistico. La maggior parte delle analisi di selezione delle riserve sono state effettuate a partire da dati di distribuzione delle specie in forma di punti di presenza/assenza o di areale complessivo di distribuzione (Rodrigues *et al.* 2004a,b, Dimitrakopoulos *et al.* 2004, Araújo 1999) oppure modelli di distribuzione (SDM *Species Distribution Models*: Scott *et al.* 1993, Wilson *et al.* 2005, Rondinini & Boitani 2007, Araújo *et al.* 2007, Catullo *et al.* 2008). Nel primo caso i dati sono spesso incompleti, con

un vizio distributivo verso aree di maggiore accessibilità, mentre nel secondo includono siti non idonei in quanto le specie non occupano effettivamente tutta la superficie del loro areale (Wilson *et al.* 2005, Rondinini *et al.* 2005). Per ovviare al problema dell'incompletezza dei dati frequentemente vengono utilizzati modelli SDM che permettono di predire la presenza delle specie a partire da informazioni parziali (Guisan & Zimmermann 2000), consentendo di colmare le lacune di informazioni circa la distribuzione delle specie, ma tali modelli predittivi rappresentano un'astrazione che può non riflettere la reale presenza delle specie nei diversi siti (Guisan & Zimmermann 2000) e non possono essere utilizzati efficacemente per stimare le densità (Tyre *et al.* 2001, Jenkins *et al.* 2003). Inoltre l'impiego di SDM per analisi di selezione delle riserve può introdurre ulteriore incertezza statistica in quanto generalmente forniscono un'informazione in termini di probabilità di presenza, con valori che variano fra 0 e 1, mentre gli algoritmi di selezione delle riserve permettono di catturare un certo numero di presenze, ignorando l'incertezza. Di conseguenza, le soluzioni prodotte potrebbero contenere numerosi siti con valori di probabilità intermedi e quindi con elevata incertezza di cui non è possibile tenere conto (Moilanen & Cabeza 2005, Carvalho *et al.* 2011). La copertura spaziale e temporale dei dati utilizzati in questo studio, derivanti da un programma di monitoraggio regolare e su ampia scala, rappresentano con una buona approssimazione la distribuzione reale dei popolamenti ornitici nella rete di zone umide, consentendo di ovviare a tale inconveniente. Inoltre la disponibilità di lunghe serie temporali di dati di consistenza permette di ottenere una stima della capacità portante dell'ambiente (Tamisier 2005), misura migliore della sola informazione ottenibile da dati di presenza/assenza delle specie o da modelli SDM.

I risultati della *gap analysis* hanno mostrato che, sotto le attuali condizioni, la copertura spaziale fornita dal Sistema di Aree Protette nazionale non è adeguata per la conservazione dell'intera biodiversità ornitica delle zone umide, nonostante il sistema copra circa il 17% degli ambienti acquatici. Va altresì evidenziato che nessuna specie è risultata totalmente *gap* e il 65% delle specie non completamente rappresentate sono risultate 'moderatamente *gap*', confermando comunque una certa capacità del sistema nel fornire protezione alle zone umide e alla biodiversità al loro interno. I risultati indicano quindi la necessità di estendere il Sistema di Aree Protette esistente al fine di garantire la conservazione di tutte le specie oggetto dell'indagine. Tale risultato concorda con quanto evidenziato da Maiorano *et al.* (2006, 2007) analizzando l'efficacia del Sistema di Aree Protette italiano

per la conservazione dei Vertebrati terrestri e, sempre in ambito europeo, Araùjo *et al.* (2007) hanno riscontrato che anche il Sistema di Aree Protette iberico necessiterebbe di una integrazione per rappresentare efficacemente un ampio campione di biodiversità terrestre. Le cause dell'insufficiente capacità del Sistema di Aree Protette nel rappresentare la biodiversità nazionale possono essere ricercate nelle modalità con cui questi istituti di tutela sono stati creati in passato. Infatti Parchi e Riserve Naturali sono stati istituiti basandosi su criteri solo parzialmente naturalistici e soprattutto socio-economici, estetici e politici, selezionando prevalentemente aree a quote elevate, di scarso valore economico (Pressey 1994a, Scott *et al.* 2001). La conseguenza è che ad oggi diversi ambienti di interesse per l'avifauna acquatica restano esclusi dal Sistema di Aree Protette che risulta così scarsamente funzionale, od è quanto meno migliorabile, dal punto di vista ecologico e conservazionistico (Baccetti *et al.* 1995), nonostante gli sforzi fatti per colmare le lacune esistenti prima dell'entrata in vigore della Legge Quadro per le Aree Protette del 1991 (MATTM 2010).

L'identificazione di *gap* nella rappresentazione delle specie nelle aree protette, seppur fondamentale, costituisce quindi solo il primo *step* per la realizzazione di una più robusta rete di aree di conservazione (Margules & Pressey 2000). L'analisi finalizzata all'identificazione delle aree da includere nel Sistema di Aree Protette esistente ha mostrato che sarebbe necessario un incremento pari ad almeno il 4% della superficie attuale, per garantire una completa rappresentazione della biodiversità ornitica nelle zone umide nazionali. Il risultato si riferisce alla soluzione più efficiente, più 'economica' in termini di superficie complessiva, ma diverse altre configurazioni spaziali hanno mostrato un'efficacia comparabile e rappresentano quindi una buona base di partenza per decisioni partecipate. Inoltre gli scenari individuati per implementare il Sistema di Aree Protette esistente sono risultati bilanciati fra le esigenze di conservazione delle specie più minacciate e la necessità di fornire zone di rifugio per le specie meno in pericolo, rappresentando così in modo proporzionale i due gruppi di specie all'interno del sistema. Fino a poco tempo fa la maggior parte dei programmi di conservazione enfatizzavano azioni volte alla salvaguardia di specie già a rischio di estinzione, a scapito di specie non minacciate. In realtà le azioni volte alla riduzione della probabilità di estinzione delle specie andrebbero pianificate prima che le popolazioni raggiungano uno *status* di conservazione sfavorevole: intervenire quando una specie è in pericolo o minacciata di estinzione richiede azioni molto onerose e con bassa probabilità di successo (Jennings



2000). Per minimizzare la perdita complessiva di biodiversità è quindi necessario investire risorse per azioni di conservazione, tra le quali rientra l'istituzione di sistemi di aree protette, in modo proporzionale per tutte le specie, senza basarsi esclusivamente sul grado di minaccia delle stesse (Possingham *et al.* 2002). Inoltre per alcune specie non adeguatamente rappresentate, l'Italia rappresenta ad oggi solo una porzione marginale dell'areale di svernamento. Se da un lato questo può portare ad investire risorse su specie oggi poco rappresentative della comunità ornitica svernante nelle zone umide nazionali, dall'altro i cambiamenti ambientali in atto, fra cui quelli climatici *in primis*, potrebbero causare nel prossimo futuro modificazioni sostanziali nel *pattern* di distribuzione delle specie che si troverebbero ad occupare ampiamente anche aree marginali rispetto al loro attuale areale (Parmesan 2006, Hannah *et al.* 2008, Gregory *et al.* 2009, Chen *et al.* 2011).

L'analisi del contributo di Rete Natura 2000, e in particolare delle ZPS, istituite per la conservazione dell'avifauna, ha invece permesso di evidenziare una loro maggiore capacità di rappresentare la biodiversità ornitica all'interno delle zone umide. La copertura fornita dalle ZPS consente di rappresentare il 94% delle specie e tale percentuale raggiunge il 96% analizzando Rete Natura 2000 nel suo complesso. La maggior parte delle specie non adeguatamente rappresentate sono legate ad ambienti marini ed effettivamente gli obiettivi per il 2020 della Strategia Nazionale per la Biodiversità prevedono, fra le altre azioni, il completamento di Rete Natura 2000, volto a comprendere gli ambienti marini, ricchi di biodiversità, attualmente non inclusi nel sistema (MATTM 2010). Per due di queste specie determinante è il contributo dei SIC, grazie ai quali hanno potuto raggiungere il *target* di conservazione, anche se in realtà sono stati istituiti, e quindi individuati sul territorio, allo scopo di tutelare altre componenti della biodiversità.

L'efficacia di Rete Natura 2000 nel rappresentare la biodiversità al suo interno è stata analizzata in alcuni studi a scala nazionale e continentale, utilizzando diversi gruppi tassonomici come indice della biodiversità complessiva (Maiorano *et al.* 2007, Verovnik *et al.* 2011, Jantke *et al.* 2011, Jackson *et al.* 2004). Nel complesso i risultati di questi studi sono concordi nell'evidenziare un sostanziale contributo della Rete per la conservazione della biodiversità anche se viene ribadita la necessità di migliorare il sistema per renderlo completamente rappresentativo. In particolare Jantke *et al.* (2011) hanno analizzato l'efficacia della copertura fornita da Rete Natura 2000 nell'intero territorio dell'Unione Europea per la conservazione di diversi gruppi sistematici legati agli ambienti acquatici,

comprese 41 specie di uccelli nidificanti, evidenziando la necessità di un ampliamento dell'attuale sistema prevalentemente in Paesi del nord-est europeo. Sebbene la risoluzione dei dati analizzati nel suddetto studio (50 Km) non consenta una diretta comparazione con i risultati ottenuti alla scala di dettaglio utilizzata in questa tesi, tali conclusioni confermerebbero il sostanziale contributo di Rete Natura 2000 per la conservazione della biodiversità.

Rete Natura 2000 può infatti giocare un ruolo importante per la conservazione della biodiversità, fornendo la copertura necessaria per specie non adeguatamente rappresentate dal Sistema di Aree Protette nazionale ma la gestione effettiva dei sistemi di riserve, e non solo la loro istituzione, risulta essenziale per la conservazione della biodiversità al loro interno. Se da un lato è stato evidenziato che Rete Natura 2000 nazionale può fornire un'importante contributo per la conservazione della biodiversità, integrandosi col Sistema di Aree Protette esistente (Maiorano *et al.* 2007, D'Amen *et al.* 2011), dall'altro vanno precisate le differenze fra questi due sistemi per la tutela della biodiversità al loro interno, sulla base della normativa vigente. Le attività consentite all'interno delle Aree Protette nazionali sono regolamentate dalla Legge Quadro per le Aree Protette (L. 394/91), mentre la vigente normativa nazionale affida a Regioni e Province Autonome l'adozione delle misure atte alla conservazione degli habitat e delle specie presenti sul proprio territorio attraverso la gestione dei siti Natura 2000. Le diverse realtà locali si stanno muovendo in modo non sistematico e in molti casi si assiste ad un ritardo nella definizione e nella messa in atto delle azioni di conservazione sito-specifiche (MATTM 2010) che può compromettere l'efficacia di questo strumento. Mentre la rappresentatività può essere garantita dalla sola istituzione dei vincoli di tutela, la conservazione a lungo termine è condizionata dal tipo di gestione, che dovrebbe essere volta a ridurre i possibili disturbi sull'avifauna acquatica e mitigarne gli effetti (Evans & Day 2002). Fra le diverse cause di disturbo antropico, l'attività venatoria è forse quella più impattante per l'avifauna acquatica, influenzando la consistenza e la distribuzione delle popolazioni durante le fasi di svernamento e migrazione (Väänänen 2001, Béchet *et al.* 2004), soprattutto nei Paesi dell'area mediterranea dove la pressione venatoria è più elevata rispetto al resto del continente. Mentre la normativa di riferimento per il Sistema di Aree Protette nazionale vieta l'attività venatoria in questi istituti di tutela, permettendo quindi di creare aree di rifugio e di limitazione del disturbo antropico sulla fauna selvatica, questa attività è invece consentita nei siti che costituiscono Rete Natura 2000, anche se regolamentata al fine di

ridurne l'impatto dal DM 17/10/2007 inerente "Criteri minimi uniformi per la definizione di misure di conservazione relative a Zone speciali di conservazione (ZSC) e a Zone di protezione speciale (ZPS)". Ciò può risultare di particolare importanza per le zone umide e l'avifauna acquatica che ospitano, che include numerose specie di interesse conservazionistico e molte altre di interesse venatorio. Diversi studi hanno evidenziato infatti come il disturbo dovuto alla caccia possa agire da fattore limitante della capacità portante di un sito (Burton 2007, Nye *et al.* 2007) e come la creazione di aree protette possa influenzare la distribuzione e la consistenza delle popolazioni in favore delle aree non soggette a prelievo venatorio (Tamisier *et al.* 2003, Paillisson *et al.* 2002). Il prelievo venatorio, qualora non opportunamente regolamentato in un'ottica sito-specifica, può quindi influire negativamente sugli obiettivi di tutela delle specie nelle aree di conservazione.

Oggi le popolazioni animali, già sottoposte a rischi legati a numerosi fattori quali il sovrasfruttamento, la perdita dell'habitat e la competizione con specie invasive (Sodhi *et al.* 2004), devono però far fronte anche alle perturbazioni ambientali dovute ai cambiamenti climatici (Thomas *et al.* 2004). I cambiamenti climatici in atto possono infatti portare a modificazioni degli ecosistemi e delle comunità che supportano, soprattutto nell'area mediterranea che in futuro potrà trovarsi in condizioni climatiche molto diverse da quelle attuali. Austin & Rehfisch (2005) hanno evidenziato come la distribuzione e la consistenza delle popolazioni di diverse specie di avifauna acquatica possano variare in funzione delle condizioni climatiche, concludendo che ciò potrà avere importanti conseguenze sull'efficacia dei sistemi di riserve esistenti. Araùjo *et al.* (2004) hanno confermato la necessità di pianificare la conservazione tenendo conto degli impatti dei cambiamenti climatici sulla biodiversità per garantire la persistenza a lungo termine delle specie nelle aree di conservazione. Idealmente le aree selezionate per la conservazione dovrebbero essere individuate fra quelle caratterizzate da un lato da elevato valore conservazionistico, dall'altro da bassa incertezza (Moilanen *et al.* 2006), focalizzando l'attenzione sui siti che hanno una maggior probabilità di non essere sottoposti a minacce nel futuro (Zimbres *et al.* 2012). L'utilizzo di una probabilità di rischio associato agli effetti dei cambiamenti climatici nei processi di selezione delle riserve consente di pianificare al meglio le aree protette (Araùjo *et al.* 2011), individuando i siti che minimizzano tali effetti e rappresentano quindi potenziali 'rifugi climatici' per la biodiversità (Bellard *et al.* 2012).

Le future condizioni climatiche a cui potranno essere sottoposte le zone umide nazionali potranno influenzare l' idoneità dei siti e la conseguente persistenza della biodiversità ornitica che ospitano che si troverà a sperimentare condizioni climatiche diverse dalle attuali. In questo studio è stata utilizzata una misura di rischio climatico associato ad ogni singola zona umida per valutare come l'incertezza circa la futura idoneità dei siti possa influire sulle decisioni di allocazione delle risorse per la conservazione degli habitat acquatici e della biodiversità ornitica nel lungo periodo.

Le stime del rischio climatico futuro variano comunque in funzione dallo scenario climatico considerato, che dipende da un ampio *range* di fattori socio-economici che possono determinare diversi scenari di emissione di gas serra, e dai modelli GCM utilizzati per calcolare le proiezioni climatiche per un dato scenario di emissione, nonché dal lasso di tempo in base al quale il rischio è calcolato. In questo studio sono state effettuate le analisi considerando i possibili effetti sia sul medio che sul lungo periodo e rispetto a due scenari di emissione che dovrebbero rappresentare le previsioni più ottimistiche e pessimistiche, al fine di ridurre l'incertezza associata agli scenari climatici futuri. Lo scenario B1, più ottimistico, assume uno sviluppo sostenibile a livello sociale e ambientale, caratterizzato dall'introduzione di tecnologie pulite e un miglior sfruttamento delle risorse. Come conseguenza si assisterebbe ad una stabilizzazione della concentrazione di CO<sub>2</sub> al termine del 21° secolo su un valore pari a 549 ppm e un riscaldamento medio globale di 1.8 (1.1 – 2.9 ) °C entro la fine del 21° secolo (IPCC 2007). Lo scenario A2 descrive invece un mondo molto eterogeneo caratterizzato da un continuo aumento della popolazione, da cambiamenti tecnologici frammentati e lenti e un consumo preponderante di combustibili fossili. Come conseguenza si assisterebbe ad un incremento della concentrazione di CO<sub>2</sub> che raggiungerebbe un valore pari a 856 ppm e un riscaldamento medio globale di 3.4 (2.0 – 5.4 ) °C entro la fine del 21° secolo (IPCC 2007).

I risultati di questo studio hanno evidenziato che diverse zone umide potenzialmente esposte nel prossimo futuro a condizioni climatiche estreme sono incluse nell'attuale Sistema di Aree Protette e ancora di più in Rete Natura 2000. Come conseguenza la probabilità di veder fallire gli obiettivi di conservazione fissati entro la fine del 21° secolo, per quanto riguarda i siti attualmente inclusi nel Sistema di Aree Protette nazionale, è risultata pari allo 0.37 rispetto allo scenario B1 e potrebbe aumentare ulteriormente prendendo in considerazione lo scenario più pessimistico A2. A ciò sarebbe associato un elevato rischio di non raggiungere i *target* di conservazione fissati per il 25% delle specie,

entro la fine del 21° secolo, rispetto alla loro distribuzione e consistenza attuali, percentuale che raggiungerebbe il 33%, considerando lo scenario più pessimistico. Considerando la distribuzione dei siti inclusi ad oggi in Rete Natura 2000, il rischio climatico associato è ancora più elevato e la probabilità di veder fallire gli obiettivi di conservazione fissati entro la fine del 21° secolo potrebbe raggiungere valori pari a 0.80 e 0.85, rispettivamente rispetto allo scenario B1 e A2. In tal caso una percentuale variabile fra il 64-79% delle specie, a seconda dello scenario e del periodo di riferimento considerati, avrebbe un'elevata probabilità di non raggiungere il *target* di conservazione fissato. Numerosi siti inclusi nei sistemi di aree di conservazione esistenti potrebbero quindi essere sottoposti ad un elevato rischio climatico per il futuro e le scelte future in termini di sviluppo socio-economico potranno influenzare in modo significativo la possibilità di conservare la biodiversità ornitica nelle zone umide e la funzionalità delle aree di conservazione esistenti. I risultati concordano con quanto evidenziato da Araújo *et al.* (2011), analizzando il rischio associato ai cambiamenti climatici per un ampio *range* di piante e vertebrati terrestri in Europa. Gli Autori hanno stimato che il 58% delle specie potrebbe sperimentare, entro il 2080, condizioni climatiche non idonee all'interno degli attuali sistemi di aree protette, dove tale percentuale raggiungerebbe il 63% all'interno di Rete Natura 2000. Il rischio potenzialmente associato ai siti di Rete Natura 2000 è risultato più elevato probabilmente a causa della loro distribuzione che interessa maggiormente aree pianiziali, associate ad una maggior vulnerabilità, rispetto al Sistema di Aree Protette (Peterson 2003, Loarie *et al.* 2009).

Analizzando il rischio associato all'intera distribuzione delle zone umide nazionali, è stato comunque possibile individuare i siti caratterizzati da una minor probabilità di sperimentare nel futuro condizioni climatiche potenzialmente non idonee per l'avifauna acquatica che ospitano ad oggi: le soluzioni individuate senza imporre alcun vincolo di tutela esistente sarebbero infatti associate ad una probabilità di rischio inferiore, intorno allo 0.2 nel lungo periodo, raggiungendo valori leggermente più elevati solo rispetto allo scenario più pessimistico. In tal caso la percentuale di specie ornitiche legate alle zone umide potenzialmente sottoposta ad una elevata probabilità di rischio climatico sarebbe pari all'8-12% nel medio periodo, a seconda dello scenario di emissione considerato, e tale percentuale potrebbe raggiungere il 10-15% entro fine secolo.

Un modo per massimizzare l'efficienza dei sistemi di riserve, e ridurre i costi associati, è quindi quello di pianificare tenendo conto del rischio associato ad ogni sito al fine di

individuare le aree che potrebbero ospitare alti livelli di biodiversità anche nel futuro (Marini *et al.* 2009, Araùjo *et al.* 2011, Shoo *et al.* 2011). La selezione di riserve basata solo sull'attuale idoneità dei siti, in termini di condizioni climatiche, può infatti portare a individuare aree in cui le specie avranno una bassa probabilità di persistere sul lungo periodo poiché potrebbero divenire inadeguate per garantire la rappresentazione della biodiversità in condizioni di cambiamenti climatici (Araùjo *et al.* 2004). Da questo punto di vista i siti contemporaneamente selezionati in entrambi i periodi di riferimento potrebbero rappresentare dei potenziali 'rifugi climatici', offrendo una maggior probabilità di successo. I risultati di questo studio hanno mostrato che 119 zone umide, selezionate sia nel medio che nel lungo periodo per entrambi gli scenari di emissione considerati, sarebbero associate ad un minor rischio di vedere scomparire le caratteristiche climatiche idonee per le comunità ornitiche che ospitano, potendo quindi fungere da potenziali 'rifugi climatici'. La copertura fornita dal Sistema di Aree Protette attuale sarebbe però piuttosto ridotta (35%), permettendo di raggiungere il *target* di conservazione fissato solo per l'11% delle specie. Rete Natura 2000 fornirebbe un contributo maggiore, pari al 67%, con una conseguente riduzione delle specie *gap* che sarebbe comunque pari al 57%. Sarebbe quindi possibile individuare aree idonee per l'avifauna acquatica anche nel lungo periodo e in caso di modificazioni climatiche sostanziali, ma queste non sarebbero adeguatamente rappresentate nei sistemi di aree di conservazione esistenti ad oggi. Sarebbe quindi necessario un ulteriore investimento per includere tali siti nei sistemi esistenti. Infatti sarebbe necessario un investimento 10 volte superiore a quello richiesto ad oggi per rendere efficiente il Sistema di Aree Protette, ma anche Rete Natura 2000 potrebbe perdere buona parte della sua attuale capacità di rappresentare la biodiversità ornitica entro la fine del 21° secolo in caso di modificazioni climatiche sostanziali.

Diversi studi hanno quantificato il rischio associato ai cambiamenti climatici, modellando la distribuzione delle specie sulla base delle proiezioni climatiche associate a diversi scenari di emissione, e hanno evidenziato la necessità di espandere gli attuali sistemi di aree protette per garantire la persistenza delle specie al loro interno nel futuro per diversi gruppi tassonomici in ambito terrestre (Araùjo *et al.* 2009, Hannah *et al.* 2007, Hole *et al.* 2009, Coetzee *et al.* 2009). Uno studio sull'efficacia dei sistemi di aree protette per la conservazione della biodiversità vegetale, ha evidenziato che entro il 2050, rispetto allo scenario di emissione più pessimistico, sarebbe necessaria una integrazione pari al 35% della copertura attuale delle aree protette europee (Hannah *et al.* 2007). Il rischio associato

agli attuali sistemi di IBA (*Important Bird Areas*) per la conservazione dell'avifauna nel continente africano è stato invece stimato in due studi. Hole *et al.* (2009) hanno riscontrato che, rispetto allo scenario di emissione B2, la persistenza delle specie all'interno della rete di IBA nell'Africa sub-sahariana sarebbe pari al 74-80%, rispetto a quella attuale, e al 55-68% per le sole specie prioritarie, al termine del 21° secolo. Per il medesimo periodo, Coetzee *et al.* (2009) hanno evidenziato una potenziale perdita di idoneità climatica per l'avifauna endemica in Sud Africa nel 41% delle IBA, rispetto allo scenario più pessimistico. Hannah *et al.* (2007), in uno studio focalizzato sull'efficacia dei sistemi di aree protette per la conservazione delle specie vegetali in Europa occidentale e Sud Africa e dei vertebrati terrestri (uccelli e mammiferi) in Messico, hanno stimato che il 6-22% delle specie potrebbero non raggiungere il loro *target* di conservazione entro il 2050, se verranno mantenuti gli attuali consumi di combustibili fossili. Anche Araùjo *et al.* (2004) hanno stimato che i sistemi di aree di conservazione in Europa, ottimizzati per il *range* di distribuzione corrente delle specie, potrebbero non essere più in grado di rappresentare il 6-11% delle attuali specie vegetali entro il 2050, come conseguenza dei cambiamenti climatici in atto. Infine Carvalho *et al.* (2011), analizzando l'efficacia dei sistemi di aree protette per la conservazione di anfibi e rettili nella Penisola Iberica, sulla base dei rischi associati ai cambiamenti climatici, hanno stimato che potrebbe essere necessario un incremento della superficie delle aree protette pari a 1.15-1.89 volte, rispetto alla distribuzione attuale, per poter continuare a rappresentare efficacemente nel futuro i due *taxa* analizzati.

Va altresì precisato che le analisi di questo studio si sono basate sull'attuale distribuzione e consistenza dei popolamenti ornitici nelle zone umide nazionali, senza quindi tenere conto del potenziale dispersivo e della capacità adattativa delle specie che potrebbe portare ad una modificazione della loro distribuzione (Hannah *et al.* 2008) e conseguentemente ad una riduzione della probabilità di rischio. Un'ulteriore indagine, utilizzando modelli distributivi per le singole specie che incorporino le variabili bioclimatiche, consentirebbe di stimare le potenziali modificazioni nella distribuzione delle specie e di misurare così con più attendibilità il rischio associato ai cambiamenti climatici in corso. Diverse risposte ai cambiamenti climatici, fra cui uno *shift* nella distribuzione in senso altitudinale e latitudinale, è infatti già stato osservato in più di 1000 specie, in particolare in *taxa* con elevata capacità di dispersione come gli uccelli (Parmesan 2006, Gregory *et al.* 2009, Chen *et al.* 2011). In particolare i cambiamenti climatici in atto stanno portando a modificazioni

nella fenologia (Crick 2004) e nella distribuzione (Austin & Rehfisch 2005, Gregory *et al.* 2009, Chen *et al.* 2011) degli uccelli acquatici a causa dell'incremento della temperatura e del livello dei mari con conseguente alterazione del loro habitat e delle comunità di piante e animali da cui dipendono (Hughes 2004, Kendall *et al.* 2004). È altrettanto vero che diversi siti potranno perdere le caratteristiche climatiche idonee per le specie che attualmente ospitano, ma potranno divenire climaticamente idonei per altre, favorendo nuove colonizzazioni. Hole *et al.* (2009) hanno stimato che nell'Africa sub-sahariana, entro la fine del 21° secolo, la maggior parte delle IBA associate ad elevati tassi di *turnover* potrebbero non avere le caratteristiche climatiche idonee per le specie per le quali sono state istituite, ma potranno potenzialmente divenire 'rifugi climatici' per nuove specie. La mobilità e l'adattabilità delle specie ornitiche potrà quindi consentire loro di evitare aree fortemente impattate dai cambiamenti climatici ma la sensibilità delle zone umide ai cambiamenti climatici potrà comunque ridurre la disponibilità di habitat alternativi (Browne & Dell 2007). Le modalità con cui tali modificazioni impatteranno le zone umide e la biodiversità che ospitano dipenderanno dalle specifiche condizioni locali, dall'estensione dei futuri regimi climatici, dalla naturale resilienza dei sistemi biologici a questi cambiamenti e dalle differenze specie-specifiche in termini di caratteristiche ecologiche, capacità di adattamento e di dispersione (Lindenmayer *et al.* 2010, Browne & Dell 2007, Thuiller 2007). Per gli ambienti acquatici infatti la disponibilità di siti alternativi sarà vincolata dalla capacità di resistenza e resilienza degli ecosistemi acquatici, in particolare delle zone umide costiere che saranno soggette a cambiamenti dovuti non solo a temperatura e precipitazioni ma anche all'incremento del livello dei mari che potrà portare ad inondazioni, erosione delle coste e fenomeni di intrusione di acqua salata (Şekercioğlu *et al.* 2012), con conseguente riduzione di siti alternativi per specie che dipendono dalle zone umide costiere come aree di svernamento e di *stopover*, ma anche come siti di nidificazione ed alimentazione (Hughes 2004, IPCC 2007).

Va infine sottolineato che il risultato di ogni studio di *Systematic Conservation Planning* deve essere visto in funzione dei *target* di rappresentazione utilizzati, la cui scelta ha una componente di discrezionalità e condiziona notevolmente i risultati di ogni analisi (Maiorano *et al.* 2006, Jantke *et al.* 2011, Araujo *et al.* 2007). In questo studio, al fine di rendere meno soggettiva la scelta dei *target* di rappresentazione, questi sono stati definiti sulla base di caratteristiche ecologiche e/o conservazionistiche specie-specifiche, assumendo che specie meno abbondanti o con uno *status* conservazionistico sfavorevole



necessitano di una più rigida protezione. Un analogo approccio è stato utilizzato in altri studi in cui i *target* specie-specifici sono stati definiti sulla base della dimensione del loro areale distributivo, assumendo che specie con *range* ristretti, quindi più rare, necessitano di maggior protezione di specie con un'ampia distribuzione (Rodrigues *et al.* 2004b, Maiorano *et al.* 2006). Anche la definizione del costo associato ad ogni sito è una scelta altrettanto importante, in grado di condizionare i risultati delle analisi. Infatti Marxan permette di ottenere scenari di pianificazione in grado di raggiungere gli obiettivi di conservazione fissati, minimizzando al tempo stesso il costo totale delle soluzioni. A tal fine un'efficace pianificazione dovrebbe includere informazioni socio-economiche legate ad ogni sito al fine di stimare con precisione i costi di acquisizione, di opportunità e/o di gestione associati all'implementazione di sistemi di aree di conservazione (Williams *et al.* 2003, Araùio *et al.* 2007). Nella realtà difficilmente sono disponibili informazioni socio-economiche di dettaglio per ogni sito e spesso viene utilizzata la superficie dei siti come surrogato (McDonnell *et al.* 2002), assumendo che questa possa rappresentare un costo di opportunità di sviluppo economico, se su quel sito vengono posti vincoli di tutela per la conservazione della biodiversità (Margules & Pressey 2000). Minimizzare l'area richiesta per la conservazione non garantisce però la minimizzazione dei costi associati ad ogni sito (Balmford *et al.* 2000, Polasky *et al.* 2001) e dei possibili conflitti fra contrapposti interessi che possono ricadere sul quel sito (Ball *et al.* 2009). Resta quindi la necessità di confermare i risultati ottenuti una volta a disposizione informazioni più complete circa i diversi servizi ecosistemici forniti da ogni zona umida, quale misura del costo associato se su quel sito vengono posti vincoli di tutela per la conservazione della biodiversità. Questa informazione consentirebbe di conciliare al meglio le esigenze di conservazione con quelle antropiche, identificando aree più strettamente protette ed altre in cui sono consentiti usi sostenibili delle risorse, attraverso un processo di zonizzazione.

---

## BIBLIOGRAFIA

- AEWA 2009. Agreement Text and Annexes, UNEP/AEWA Secretariat
- Araújo M.B. 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distribution* 5: 151-163.
- Araújo M.B., Cabeza M., Thuiller W., Hannah L., Williams P.H. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618–1626.
- Araújo M.B., Lobo J.M., Moreno J.C. 2007. The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity. *Conservation Biology*, 21(6), 1423-1432.
- Araújo M.B. 2009. Protected areas and climate change in Europe. In: *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*. Council of Europe Strasbourg.
- Araújo M.B., Alagador D., Cabeza M., Nogués-Bravo D., Thuiller W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14: 484-492.
- Ardron J.A., Possingham H.P., Klein C.J. 2010. *Marxan Good Practices Handbook, Version 2*. Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria, BC, Canada, 165 pp.
- Austin G., Rehfisch M.M. 2005. Shifting non-breeding distributions of migratory fauna in relation to climatic change. *Global Change Biology* 11: 31-38.
- Baccetti N. & L. Serra, 1994. *Elenco delle zone umide italiane*. Documenti Tecnici, 17. Ist. Naz. Fauna Selvatica: 163 pp.
- Ball I.R. & Possingham H.P. 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing.
- Ball I.R., Possingham H.P., Watts M.E. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. In: A. Moilanen, K.A. Wilson & H. Possingham (Eds.) *Spatial*

Conservation prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools, Oxford University Press, Oxford.

Balmford A., Gaston K.J., Rodrigues S.L., James A. 2000. Integrating costs of conservation into international priority setting. *Conservation Biology* 14: 597-605.

Balmford, A., Bennun, L., ten Brink, B., Cooper, D., Côté, I. M., Crane, P., et al. 2005. The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science* 307: 212-213.

Barmuta L.A., Linke S., Turak E. 2011. Bridging the gap between 'planning' and 'doing' for biodiversity conservation in freshwaters. *Freshwater Biology* 56: 180–195.

Barry S., Elith J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43: 413-423.

Beaumont L. J., Hughes L., Pitman A. J. 2008. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters* 11: 1135–1146.

Béchet A., Giroux J.F., Gauthier G. 2004. The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging snow geese. *J. Appl. Ecol.* 41: 689-700.

Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Rhuiller W., Courchamp F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365-377.

Boitani L., Falcucci A., Maiorano L., Montemeggiori A. 2003. National Ecological Network: the role of the protected areas in the conservation of vertebrates. Animal and Human Biology Department, University of Rome "La Sapienza", Nature Conservation Directorate of the Italian Ministry of Environment, Institute of Applied Ecology.

Bryan B.A. 2003. Physical environmental modeling, visualization and query for supporting landscape planning decisions. *Landscape and Urban Planning* 65: 237-259.

Brochet A., Gauthier-Clerc M., Mathevet R., Béchet A., Mondain-Monval J., Tamisier A. 2009. Marsh management, reserve creation, hunting periods and carrying capacity for wintering ducks and coots. *Biodivers. Conserv.* 18:1879–1894.

- Brooks T.M., Bakarr M.I., Boucher T., de Fonseca, G.A.B., Hilton-Taylor C., Hoekstra J.M., Moritz T., et al. 2004. Coverage Provided by the Global Protected-Area System: Is It Enough? *BioScience*, 54(12): 1081-1091.
- Brook BW, Sodhi N.S., Bradshaw C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol.* 23: 453-460.
- Browne D.M., Dell R., editors 2007. *Conserving Waterfowl and Wetlands Amid Climate Change*. Ducks Unlimited, Inc.
- Buisson L., Thuiller W., Casajus N., Lek S., Grenouillet G. 2010. Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*, 16: 1145-1157.
- Burton N.H.K. 2007. Landscape approaches to studying the effects of disturbance on waterbirds. *Ibis* 149 (1): 95-101.
- Cabeza M. 2003. Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. *Ecology Letters* 6: 665-672.
- Cabeza M, Moilanen A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 16: 242-248.
- Carvalho S. B., Brito J. C., Crespo E. G., Watts M. E., Possingham H. P. 2011. Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation*, 144: 2020-2030.
- Carwardine J., Rochester W.A., Richardson K.S., Williams K.J., Pressey R.L., Possingham H.P. 2007. Conservation planning with irreplaceability: does the method matter? *Biodiversity and Conservation* 16(1): 245–258.
- Catullo G., Masi M., Falcucci A., Maiorano L., Rondinini C., Boitani L. 2008. A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. *Biological Conservation* 141(11): 2730-2744.

- Chape S., Harrison J., Spalding M., Lysenko I. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360: 443-455.
- Chen I.C., Hill J.K., Ohlemüller R., Roy D.B., Thomas C.D. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333: 1024-1026.
- Chokri M.A., Sadoul N., Medhioub K., Béchet A. 2008. Analyse comparative de la richesse avifaunistique du salin de sfax dans le contexte tunisien et méditerranéen. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, vol. 63.
- Church J.A., White N.J., Aarup T., Wilson W., Woodworth P.L., Domingues C.M., Hunter J.R., Lambeck K. 2008. Understanding global sea levels: past, present and future. *Sustainability Science* 3: 9-22.
- Church R.L. & Gerrard R.A. 2003. The Multi-Level Location Set Covering Model. *Geographical Analysis* 35: 277-290.
- Collier M.P., Banks A.N., Austin G.E., Girling T., Hearn R.D., Musgrove A.J. 2005. The Wetland Bird Survey 2003/04: Wildfowl and Wader Counts. Thetford: BTO/WWT/RSPB/JNCC.
- Collins B.T. 1990. Using rerandomizing tests in route-regression analysis of avian population trends. In: Sauer, J.R. & S. Droege (eds.). *Survey designs and statistical methods for the estimation of avian population trends*. Biological report 90(1), U.S. Fish and Wildlife Service, Washington.
- Crawford T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. In: F.B. Goldsmith (ed.). *Monitoring for conservation and ecology*, Chapman & Hall, London, p. 225-248.
- Crick H.Q.P. 2004. The impacts of climate change on birds. *Ibis* 146(1): 48-56.
- D'Amen M., Bombi P., Pearman P.B., Schmatz D.R., Zimmermann N.E., Bologna M. 2011 Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation* 144: 989-997.

- Dietz R. W. & Czech B. 2005. Conservation Deficits for the Continental United States: an Ecosystem Gap Analysis. *Conservation Biology* 19: 1478-1487.
- Dimitrakopoulos P.G., Memtsas D., Troumbis A.Y. 2004. Questioning the effectiveness of the Natura 2000 Special Areas of Conservation strategy: the case of Crete. *Global Ecology and Biogeography* 13: 199-207.
- Drechsler M., Luorival R., Possingham H.P. 2009. Conservation planning for successional landscapes. *Ecological Modelling*, 220: 438-450.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A., Soto D., Stiassny L.J., Sullivan C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges, *Biol. Rev.* 81: 163–182.
- Early R. & Thomas C.D. 2007. Multispecies conservation planning: identifying landscapes for the conservation of viable populations using local and continental species priorities. *J. Appl. Ecol.* 44: 253–262.
- Esselman P.C. & Allan J.D. 2011. Application of species distribution models and conservation planning software to the design of a reserve network for the riverine fishes of northeastern Mesoamerica. *Freshwater Conservation Planning* 56: 71-88.
- Evans D.M. & Day K.R. 2002. Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. *Ibis* 144: 2-8.
- Ferrier S., Pressey R.L., Barrett T.W. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation*, 93: 303-325.
- Ferrier S. & Wintle B.A. 2009 Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. In: Moilanen A., Wilson K., Possingham H. (Eds.) *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford.

- Finlayson C.M., G.E. Hollis & T.J. Davis (eds.) 1991. *Managing Mediterranean Wetlands and Their Birds*. Proc. Symp., Grado, Italy. IWRB Spec. Publ. No. 20, Slimbridge, UK, 285 pp.
- Fischer D.T. & Church R.L. 2005. The SITES reserve selection system: A critical review. *Environmental Modeling and Assessment* 10: 215–228.
- Foster D., Swanson F., Aber J., Burke I., Brokaw N., Tilman D., Knapp A. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *BioScience* 53: 77-88.
- Game E.T & Grantham H.S. 2008. *Marxan User Manual: for Marxan version 1.8.10*. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Gaston K.J., Rodrigues A.S.L. 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. *Conservation Biology* 17: 188-195.
- Gaston K.J., Jackson S.E., Nagy A., Cantu-Salazar L., Johnson M. 2008. Protected areas in Europe – Principle and practice. In: Ostfeld R.S., Schlesinger W.H. (ed). *The Year in Ecology and Conservation Biology 2008*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Gill J.A., Norris K., Sutherland W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biol. Conserv.* 97: 265–268.
- Gleick P.H. 2006. Water resources. In: *Encyclopedia of Climate and Weather* (ed. S.H. Schneider), Oxford University Press, New York, USA.
- Goss-Custard J.D., Clarke R.T., Caldow, R.W.G., Ens B.J. 1995. Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird. II. Model predictions. *J. Appl. Ecol.* 32: 337–351.
- Gregory R.D., Willis S.G., Jiguet F., Voříšek P., Klvaňová A., van Strien A., Huntley B., Collingham Y.C., Couvet D., Green R.E. 2009. An indicator of the impact of climate change on European bird populations. *PLoS ONE* 4(3): e4678.
- Groves C. 2003. *Drafting a conservation blueprint: a practitioner’s guide to planning for biodiversity*. Island Press, Washington.

- Guisan A. & Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- Haight R., Travis L. 2008. Reserve Design to Maximize Species Persistence. *Environmental Modeling & Assessment* 13: 243-253.
- Hannah, L., Midgley, G., Anelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson R., Williams P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 131-138.
- Hazen H.D. & Harris L.M. 2007. Limits of territorially-focused conservation: a critical assessment based on cartographic and geographic approaches. *Environmental Conservation* 34: 280-290.
- Heller N.E. & Zavaleta E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142: 14-32.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hole D.G., Willis S.G., Pain D.J., Fishpool L.D., Butchart H.M., Collingham Y.C., Rahbek C., Huntley B. 2009. Projected impacts of climate change on a continent- wide protected area network. *Ecology Letters* 12: 420–431.
- Hughes R.G. 2004. Climate change and loss of saltmarshes: consequences for birds. *Ibis* 146(1): 21-28.
- Huntley B., Collingham Y.C., Willis S.G., Green R.E. 2008. Potential Impacts of Climatic Change on European Breeding Birds. *PLoS ONE* 3(1): e1439.
- Hustings, M.F.H. 1992. European monitoring studies on breeding birds: an update. *Bird Census News* 5(2): 1-56.
- IPCC 2007. Fourth Assessment Report. *Climate Change 2007: synthesis report*. Cambridge University Press, New York, USA.



- Jackson S.F., Kershaw M., Gaston K.J. 2004. The performance of procedures for selecting conservation areas: waterbirds in the UK. *Biological Conservation* 118: 261–270.
- Jantke K., Schleupner C., Andreas U. 2011. Gap analysis of European wetland species: priority regions for expanding the Natura 2000 network. *Biodiversity & Conservation* 20: 581–605.
- Jennings M.D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5-20.
- Jenkins C.N., Powell R.D., Bass O.L., Pimm S.L. 2003. Why sparrow distributions do not match model predictions. *Animal Conservation* 6: 39-46.
- Jenkins C.N. & L. Joppa 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142: 2166-2174.
- Jones T.A., Hughes J.M.R. 1993. Wetland inventories and wetland lost studies: a European perspective. In: Moser M., Prentice R.C., van Vessem J. (eds) *Waterfowl and wetland conservation in the 1990s: a global perspective*. Proc IWRB symp, St. Petersburg Beach, Florida, USA. IWRB Spec. Publ. No. 26 Slimbridge, UK.
- Kendall M.A., Burrows M.T., Southward A.J., Hawkins S.J. 2004. Predicting the effects of marine climate change on the invertebrate prey of the birds of rocky shores. *Ibis* 146(1): 40-47.
- Kerley G.I. H., Pressey R.L., Cowling R.M., Boshoff A.F., Sims-Castley R. 2003. Options for the conservation of large and medium-sized mammals in the Cape Floristic Region hotspot, South Africa. *Biological Conservation* 112: 169-190.
- Lindenmayer D.B., Steffen W., Burbidge A.A., Hughes L., Kitching R.L., Musgrave W., Stafford S.M., Werner P.A. 2010. Conservation strategies in response to rapid climate change: Australia as a case study. *Biol. Conserv.* 143: 1587-1593.
- Loarie S.R., Duffy P.B., Hamilton H., Asner G.P., Field C.B., Ackerly D.D. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462: 1052-1055.

- Luterbacher J., Dietrich D., Xoplaki E., Grosjean M., Wanner H. 2004. European seasonal and annual temperature variability, trends and extremes since 1500. *Science* 303: 1499-1503.
- Mace G.M., Possingham H.P., Leader-Williams N. 2006. Prioritizing choices in conservation. In: McDonalds D.W., Service K (eds.). *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, Malden, MA USA.
- Magurran A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- Maiorano L., Falcucci A., Boitani L. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biol. Conserv.* 133: 455-473.
- Maiorano, L., Falcucci, A., Garton, E. O., & Boitani, L. 2007. Contribution of the Natura 2000 Network to Biodiversity Conservation in Italy. *Conservation Biology*, 21(6), 1433-1444.
- Margules C.R. & R.L. Pressey, 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marini M.Â., Barbet-Massin M., Lopes L.E., Jiguet F. 2009. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biological Conservation* 142: 3039-3050.
- MATTM 2010. *La Strategia Nazionale per la Biodiversità. Rapporto Tecnico*, 204 pp.
- McCarty J.P. 2002. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology*, 15: 320-331.
- McDonnell M.D., Possingham H.P., Ball I.R. & Cousins E.A. 2002. Mathematical methods for spatially cohesive reserve design. *Environmental Modeling and Assessment* 7: 107-114.
- Mitchell T.D., Jones P.D. 2005. An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *International Journal of Climatology* 25: 693-712.

- Moilanen A. & Cabeza M. 2005. Variance and uncertainty in the expected number of occurrences in reserve selection. *Conservation Biology* 19: 1663-1667.
- Moilanen A., Runge M.C., Elith J., Tyred A., Carmele Y., Fegraus E., Wintle B.A., Burgman M., Ben-Haim Y. 2006. Planning for robust reserve networks using uncertainty analysis. *Ecological Modelling*, 199: 115-124.
- Moilanen A., Possingham H.P., Polasky S. 2009. A mathematical classification of conservation prioritization problems. In: Moilanen A., Wilson K., Possingham H. (Eds.) *Spatial Conservation Prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford.
- Myers N., Mittermeier R., Mittermeier G.C., daFonseca G.A.B., Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nakicenovic N. & Swart R., eds 2000. *Emissions Scenarios: a special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Nel J. L., Reyers B., Roux D. J. & Cowling R. M. 2009. Expanding protected areas beyond their terrestrial comfort zone: Identifying spatial options for river conservation. *Biological Conservation* 142(8): 1605-1616.
- Nicholson E., Westphal M.I., Frank K., Rochester W.A., Pressey R.L., Lindenmayer D.B., Possingham H.P. 2006. A new method for conservation planning for the persistence of multiple species. *Ecology Letters* 9: 1049–1060.
- Nye E.R., Dickman C.R., Kingsford R.T. 2007. A wild goose chase-temporal and spatial variation in the distribution of the Magpie Goose in Australia. *Emu* 107: 28-37.
- O’Dea N., M.B. Araùjo, R.J. Whittaker 2006. How well do Important Bird Areas represent species and minimize conservation conflict in the tropical Andes? *Diversity and Distributions* 12: 205-214.
- Paillisson J.M., Reeber S., Marion L. 2002. Bird assemblages as bio-indicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. *Biol. Conserv.* 106: 115-127.

- Parmesan C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37: 637–671.
- Pereira H.M., Leadley P.W., Proença V., Alkemade R., Scharlemann J.P.W., Fernandez-Manjarrés J.F., Araújo M.B., Balvanera P., Biggs R., Cheung W.L., Chini L., Cooper H.D., Gilman E.L., Guénette S., Hurt G.C., Huntington H.P., Mace G.M., Oberdorff T., Revenga C., Rodrigues P., Scholes R.J., Sumaila U.R., Walpole M. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330: 1496-1501.
- Peres C.A. & Zimmerman B. 2001. Perils in parks or parks in peril? Reconciling conservation in Amazonian reserves with and without use. *Conserv. Biol.* 15: 793-797.
- Peterson A.T. 2003. Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plain birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biol.* 9: 647-655.
- Polasky S., Camm J.D., Garber-Yonts B. 2001. Selecting Biological Reserves Cost-Effectively: An Application to Terrestrial Vertebrate Conservation in Oregon. *Land Economics* 77: 68-78.
- Possingham H.P., Ball I.R., Andelman S. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: S. Ferson & M. Burgman (Eds.), *Quantitative methods for conservation biology* (pp. 291-305). New York: Springer-Verlag.
- Possingham H.P., Andelman S.J., Burgman M.A., Medellin R.A., Master L.L., Keith D.A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *TRENDS in Ecology & Evolution* 17(11): 503-507.
- Possingham H.P., Wilson K.A., Andelman S.J., Vynne C.H. 2006. Protected Areas: Goals, Limitations, and Design. In: *Principles of Conservation Biology* (eds. Groom M.J., Meffe G.K., Carroll C.R.). Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Possingham H.P., Moilanen A., Wilson K.A. 2009. Accounting for habitat dynamics in conservation planning. In: Moilanen A., Wilson K., Possingham H. (Eds.) *Spatial Conservation Prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford.

- Postel S.L., Daily G.C., Ehrlich P.R. 1996. Human appropriation of renewable fresh water. *Science* 271: 785-788.
- Pressey R.L. 1994a. Ad Hoc Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? *Conservation Biology* 8(3): 662–668.
- Pressey R.L., Johnson I.R., Wilson P.D. 1994b. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity and Conservation* 3: 242-262.
- Pressey R.L., Possingham H.P., Day J.R. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation* 80: 207-219.
- Pressey R.L. & Cowling R.M. 2001. Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15: 275-277.
- Pressey R.L., Whish G.L., Barrett T.W., Watts M.E. 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biol. Conserv.* 106: 57-69.
- Pressey R.L., & Bottrill M.C. 2008. Opportunism, Threats, and the Evolution of Systematic Conservation Planning. *Conservation Biology* 22(5): 1340–1345.
- Rehfishch M.M., Austin G.E. 2006. Climate change and coastal waterbirds: the United Kingdom experience reviewed. In: Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A. (eds.) *Waterbirds around the world*. The Stationery Office, Edinburgh, UK, 960 pp.
- Rivers-Moore N.A., Goodman P.S., Nel J.L. 2011. Scale-based freshwater conservation planning: towards protecting freshwater biodiversity in KwaZulu-Natal, South Africa. *Freshwater Biology* 56: 125-141.
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., et al. 2004a. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 9-12.

- Rodrigues A. S. L., Akçakaya H. R., Andelman S. J., Bakarr M. I., Boitani L., Brooks T. M., et al. 2004b. Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience* 54(12): 1092-1100.
- Rondinini C., Stuart S., Boitani L. 2005. Habitat Suitability Models and the Shortfall in Conservation Planning for African Vertebrates. *Conservation Biology* 19: 1488-1497.
- Rondinini C. & Boitani L. 2007. Systematic Conservation Planning and the Cost of Tackling Conservation Conflicts with Large Carnivores in Italy. *Conservation Biology* 21(6): 1455-1462.
- Root T.L., Price J.T., Hall K.R., Schneider S.H., Rosenzweig C., Pounds J.A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57-60.
- Scholze M., Knorr W., Arnell N.W., Prentice I.C. 2006. A climate-change risk analysis for world ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103(35): 13116–20.
- Scott J.M., Davis F., Csuti B., Noss R., Butterfield B., Groves C., Anderson H., Caicco S., Derchia F., Edwards T.C., Ulliman J., Wright R.G. 1993. Gap analysis – a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monogr.* 123: 1-41.
- Scott J.M., Davis F.W., Mcghe R.G., Wright R.G., Groves C., Estes J. 2001. Nature Reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecol. Appl.* 11(4): 999–1007.
- Şekercioğlu C.H., Primack R.B., Wormworth J. 2012. The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation* 148: 1-18.
- Serra L., A. Magnani, P. Dall'Antonia, N. Baccetti 1997. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia, 1991-1995. *Biol. Cons. Fauna*, 101: 309 pp.
- Shoo L.P., Storlie C., Vanderwal J., Little J., Williams S.E. 2011. Targeted protection and restoration to conserve tropical biodiversity in a warming world. *Global Change Biology* 17: 186–193.

- Siegenthaler U., Stocker T.F., Monnin E., Lüthi D., Schwander J., Stauffer B., Raynaud D., Barnola J.M., Fischer H., Masson-Delmotte V., Jouzel J. 2005. Stable Carbon Cycle–Climate Relationship During the Late Pleistocene. *Science* 310: 1313-1317.
- Sodhi N.S., Koha L.P., Brookc B.W., Nga P.K.L. 2004 Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends Ecol. Evol.* 19: 654-660.
- Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M et al., editors. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.
- Strayer D.L. & Dudgeon D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358.
- Stuart Chapin III F., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C., Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Tamisier A. 1978. The functional units of wintering ducks: a spatial integration of their comfort and feeding requirements. *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern* 23: 229-238.
- Tamisier A., Béchet A., Jarry G., et al. 2003. Effets du derangement par la chasse sur les oiseaux d'eau, revue de literature. *Rev. Eco. Terre Vie* 58: 435-449.
- Tamisier A. 2005. Hunting and disturbance on waterfowl. Some case studies in the Mediterranean region. In: AsOER (red.) *Avifauna acquatica: esperienze a confront*. Atti del I Convegno (30 aprile 2004, Comacchio). Tipografia Giari, Codigoro.
- Ter Braak C.J.F., A.J. van Strien, R. Meijer & T.J. Verstrael, 1994. Analysis of monitoring data with many missing values: which method? In: E.J.M. Hagemeyer & T.J. Verstrael (eds.) 1994. *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects*. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen, p. 663-673.

- Thomas C.D., Cameron A., Green R. E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C. & Erasmus B.F.N. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–148.
- Thuiller W. 2007. Biodiversity: climate change and the ecologist. *Nature* 448: 550-552.
- Tilman D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405: 208-211.
- Tyre A.J., Possingham H.P., Lindenmayer D.B. 2001. Inferring process from pattern: can territory occupancy provide information about life history parameters? *Ecological Applications* 11: 1722-1737.
- Väänänen V.M. 2001. Hunting disturbance and the timing of autumn migration in *Anas* species. *Wildlife Biology* 7: 3-9.
- van Strien A., J. Pannekoek, W. Hagemeijer & T. Verstrael, 2004. A loglinear Poisson regression method to analyse bird monitoring data. In: Anselin, A. (ed.) *Bird Numbers 1995, Proceedings of the International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council*, Pärnu, Estonia. *Bird Census News* 13: 33-39.
- Verovnik R., Govedič M., Šalamun A. 2011. Is the Natura 2000 network sufficient for conservation of butterfly diversity? A case study in Slovenia. *Journal of Insect Conservation* 15: 345–350.
- Wetlands International 2006. *Waterbird Population Estimates – Fourth Edition*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Whittaker R.J., Nogués-Bravo D., Araùjo M.B. 2007. Geographic gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins et al (2003) using European data for five taxa. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 76-89.
- Wilhere G.F., Goering M., Wang H. 2008. Average optimality: An index to guide site prioritization for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141: 770-781.
- Williams P.H., Moore J.L., Toham A.K., Brooks T, Strand H., D’Amico J.A., Wisz M., Burgess N., Balmford A., Rahbek C. 2003. Integrating biodiversity priorities with conflicting socio-economic values in the Guinean-Congolian forest region. *Biodiversity and Conservation* 12: 1297-1320.



Williams J.W., Jackson S.T., Kutzbach J.E. 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proc Natl Acad Sci USA* 104: 5738–5742.

Wilson K.A., Westphal M.I., Possingham H.P., Elith J. 2005. Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. *Biological Conservation* 122: 99–112.

Zedler J.B. & Kercher S. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and resources* 30: 39-74.

Zimbres B.Q.C., De Podestà Uchôa de Aquino P., Machado R.B., Silveira L., Jácomo A.T.A., Sollmann R., Torres N.M., Furtado M.M., Marinho-Filho J. 2012. Range shifts under climate change and the role of protected areas for armadillos and anteaters. *Biological Conservation* 152: 53-61.

---

## RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro è stato realizzato grazie al determinante contributo dei numerosi rilevatori che con passione ogni anno raccolgono i dati in tutte le zone umide d'Italia, dando così un importante contributo alla conservazione degli uccelli acquatici. Grazie a Stefano Malvasi per la gentilezza e le parole di sostegno nei momenti di sconforto. Grazie a Luigi Maiorano per la disponibilità e il prezioso aiuto. Grazie a Silvano Toso per gli utili suggerimenti. Grazie ai ragazzi del Lab per tutti i “noi usciamo, tu che fai?...stacchi?”. Grazie alla ‘Signorina Rottermaier’ per avermi consentito di concludere questo percorso. E un grazie particolare a Chicca per la pazienza, infinita.

---

## ESTRATTO PER RIASSUNTO DELLA TESI DI DOTTORATO

STUDENTE: BARBARA AMADESI

MATRICOLA: 955669

DOTTORATO: SCIENZE AMBIENTALI

CICLO: XXIV

Titolo della tesi: CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ NELLE ZONE UMIDE ITALIANE MEDIANTE UN APPROCCIO DI *SYSTEMATIC CONSERVATION PLANNING*

SOMMARIO:

L'istituzione di aree di conservazione è uno dei principali strumenti per contrastare la perdita di biodiversità, ma sono necessarie valutazioni circa l'efficacia dei sistemi esistenti. In questo studio è stata analizzata, mediante un approccio di *Systematic Conservation Planning*, l'efficacia del Sistema di Aree Protette e di Rete Natura 2000 nel rappresentare la biodiversità ornitica nella zone umide italiane e il rischio associato ai cambiamenti climatici in corso per la conservazione a lungo termine della biodiversità all'interno dei sistemi di riserve esistenti. I risultati hanno mostrato un'insufficiente capacità del Sistema di Aree Protette nel rappresentare l'avifauna ornitica svernante, a differenza di Rete Natura 2000 in grado di fornire invece un'adeguata copertura, e una potenziale perdita di efficacia da parte di entrambi i sistemi nel garantire la conservazione a lungo termine, associata ai cambiamenti climatici in corso.

ABSTRACT:

The creation of conservation areas is one of the main tools to response to biodiversity loss but the effectiveness of existing systems in representing biodiversity needs to be assess. This thesis aims to evaluate, by a *Systematic Conservation Planning* approach, the effectiveness of the Protected Areas System and Natura 2000 to represent biodiversity in the italian wetlands and the impact of future climate change on long-term conservation of biodiversity within existing systems. The results showed that the current Protected Areas System is inadequate in assuring the waterbirds conservation, while the Natura 2000 network is more representative, and a potential loss of efficacy by both systems in ensuring the long-term conservation under climate change.

Barbara Amadesi

