

UHI Research Database pdf download summary

Strategies for coastal management

Martino, Simone; Venzi, Lorenzo

Published in:
Aestimum

Publication date:
2014

The re-use license for this item is:
CC BY

The Document Version you have downloaded here is:
Publisher's PDF, also known as Version of record

The final published version is available direct from the publisher website at:
[10.13128/Aestimum-14709](https://doi.org/10.13128/Aestimum-14709)

[Link to author version on UHI Research Database](#)

Citation for published version (APA):

Martino, S., & Venzi, L. (2014). Strategies for coastal management: a choice model based approach of institutional stakeholder preferences for the management of the "Salina di Tarquinia". *Aestimum*, 57-78. <https://doi.org/10.13128/Aestimum-14709>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the UHI Research Database are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights:

- 1) Users may download and print one copy of any publication from the UHI Research Database for the purpose of private study or research.
- 2) You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- 3) You may freely distribute the URL identifying the publication in the UHI Research Database

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us at RO@uhi.ac.uk providing details; we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Simone Martino¹
Lorenzo Venzi²

¹ Dipartimento di Ecologia e Biologia, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo

² Università degli Studi della Tuscia, Viterbo, e Università di Telavi, Georgia

E-mail: simone.martino@fauna-flora.org; lvenzi@unitus.it

Keywords: *governance nature reserve; framework di Ostrom; choice modelling; saline di Tarquinia*

Parole chiave: *gestione aree protette; framework di Ostrom; modelli di scelta; saline di Tarquinia*

JEL: C36,D70,O21,Q50

Strategie istituzionali e gestionali per la fascia costiera: un modello di scelta delle preferenze per la Salina di Tarquinia¹

Protected area management is hindered by the different perspective that institutional stakeholders have on the main, in some cases, contrasting objectives to be reached. In order to get satisfying solutions, it is needed that the structure of the preferences among stakeholders be sufficiently known and defined. In this paper, the choice modelling approach is used to assess the importance of conflicting rival objectives, referring as a case study to the coastal protected area along the Tyrrhenian coast of Italy named "Salina di Tarquinia". Results show that stakeholders prefer a centralized regime of management, probably to overcome all contrasts that numerous authorities having a right on this area usually exercised in the recent past.

1 Introduzione

Questo articolo concerne l'applicazione di un modello di scelta orientato alla *gestione* di una piccola porzione della fascia costiera del Comune di Tarquinia interessata dalla presenza di un'area protetta, la Salina di Tarquinia, sede di un complesso di produzione del sale dismesso nel 1997, e già Riserva Naturale Statale di Ripopolamento Animale dal 1980. Sebbene l'area non sia soggetta a rilevanti forme esogene di degrado, la riserva soffre di una non ottimale gestione, che può minarne la qualità ambientale. Tale situazione si può far risalire alla fine degli anni '90, quando la dismissione da parte dei Monopoli di Stato della produzione del sale non è stata fatta seguire da un programma di riqualificazione dell'habitat lagunare e di manutenzione delle infrastrutture di produzione. Ciò ha determinato la continua e progressiva decadenza delle infrastrutture produttive (Venzi, *et al.*, 2000), con conseguente degrado della qualità ecologica ed ecosistemica delle vasche, parzialmente tamponata da interventi di recupero avviati durante la metà degli anni 2000 mediante il progetto comunitario Life Natura "Recupero ambientale delle Saline di Tarquinia".

Il complesso *framework* legislativo ed istituzionale di riferimento, inoltre, non ha consentito la programmazione coerente della riserva che, vede la partecipazio-

¹ L'articolo è stato equamente condiviso tra i due autori per quanto concerne riassunto, abstract, sezione introduttiva e conclusiva. Metodologia e risultati sono stati curati da Simone Martino.

ne del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, del Ministero dell'Ambiente, dell'Agenzia del Demanio, subentrata al Ministero delle Finanze in qualità di "proprietario" dell'area, del Corpo Forestale dello Stato, in qualità di ente gestore e di altri enti quali il Comune di Tarquinia e l'Università della Tuscia, concessionarie ad oggi di alcune porzioni del borgo e dell'ex recinto fiscale.

Nonostante il sito manifesti le caratteristiche tipiche di una risorsa chiusa, piccola, limitata nello spazio e nell'accesso, contrariamente alle modalità di successo gestionali riscontrate in letteratura nella gestione delle risorse comuni aventi tali peculiarità (Bromley, 1992; Ostrom, 1990; Livingston, 1987; Dolsak e Ostrom, 2003), essa continua a subire diverse forme di degrado. Sicuramente, tale situazione non può che essere imputabile alla scarsa capacità comunicativa degli stakeholder istituzionali che non hanno mai trovato una soluzione comune ai problemi manifestatisi. Pertanto, nello sviluppare un'accettabile e sostenibile politica di gestione, rilevante considerazione deve essere data alle preferenze di tutti gli stakeholder all'interno del sistema decisionale. E' stato suggerito che il principale fattore che influisce sulla non risoluzione dei conflitti è la mancanza di conoscenza dell'importanza degli obiettivi che ciascun gruppo ha l'uno dell'altro. Un esplicito apprezzamento di tali obiettivi faciliterebbe le negoziazioni tra stakeholder, permettendo il raggiungimento di una più desiderabile soluzione di compromesso (Davos, 1998). La sfida più grande consiste allora nel massimizzare e sostenere il processo di cooperazione, fondamentale nel *decision making* per affrontare la complessità dei problemi che si incontrano (Sorensen e McCreary, 1990; Cicin-Sain and Knecht, 1998). Al fine di migliorare il processo decisionale è utile ridurre il *gap* informativo tra gli attori in gioco e l'ambiente tecnico-scientifico, nonché consentire il miglioramento delle interrelazioni tra variabili socio-economiche ed ambientali (Fabbri, 1998). L'uso dell'esperimento di scelta è un flessibile e pragmatico approccio per modellizzare *trade-off* complessi tra più attributi. E' chiaro, dunque, che con obiettivi di gestione conflittuali tra le diverse istituzioni coinvolte, è importante determinare i possibili *trade-off*, evidenziando i punti di vista dei gruppi interessati alla partecipazione della gestione della Salina. Una fondamentale considerazione riguarda il fatto che, in presenza di obiettivi conflittuali, è impossibile pervenire alla situazione secondo cui un'alternativa domina tutte le altre in base a tutti gli attributi considerati (Davos, et al., 2001; De Montis, 2001).

In questo lavoro si vuole stabilire come differenti stakeholder rispondano a differenti obiettivi gestionali mediante la tecnica dell'esperimento di scelta o *choice modelling* (Mc Fadden, 1974). Si tratta di una metodologia derivata dalla *conjoint analysis*, largamente utilizzata per ricerche di marketing (Green e Srinivasan, 1978) e basata sulla decomposizione di un set di risposte globali in singoli "stimoli", così che essi possono essere singolarmente valutati (Green et al., 1988). Recenti applicazioni del *choice modelling* al contesto ambientale sono state proposte per valutare obiettivi manageriali nel settore della pesca (Wattage et al., 2005; Aas et al., 2000); per determinare incrementi di qualità delle acque dolci (Garrod e Willis, 1999; Tait et al., 2011) e salate (Eggert e Olsson, 2004); per orientare una più corretta gestione di ecosistemi di mare profondo (coralli freddi) (Wattage et al., 2011), e per la valutazione delle preferenze di determinati ecosistemi rurali (Hawley et al., 2011).

Inoltre, si rinvencono ricerche orientate a confrontare i risultati ottenibili da tale metodologia con quelli che si possono conseguire con altre tecniche di valutazione, quali la valutazione contingente o la tecnica del costo di viaggio (Boxall *et al.*, 1996; Adamowicz *et al.*, 1994; Hynes *et al.*, 2011).

Recenti ricerche basate sul metodo dell'esperimento di scelta per determinare il livello di supporto pubblico alla gestione delle aree marine protette sono state proposte da Glenn *et al.* (2010) e Wattage *et al.* (2011), mentre non sono note da parte degli autori nella letteratura italiana applicazioni di tale metodologia in contesto analogo. Tale lavoro costituisce, inoltre, il primo contributo nella letteratura italiana dell'applicazione del framework di analisi istituzionale di Ostrom (1990) alla gestione di un'area protetta, i cui risultati sono stati utilizzati per la formulazione del set di carte di scelta gestionali da sottoporre ai *policy maker*. La finalità della ricerca non consiste quindi solo nell'analizzare i conflitti istituzionali o di mercato, ma nel costruire un *core* di preferenze, attraverso una tecnica democratica e partecipativa che possa essere di aiuto alla programmazione di nuove scelte gestionali. Le possibili formulazioni di gestione territoriale sono viste sotto l'accezione della loro preferibilità da parte degli stakeholder secondo un ranking probabilistico, prima ancora che la loro attuazione venga decisa al tavolo negoziale.

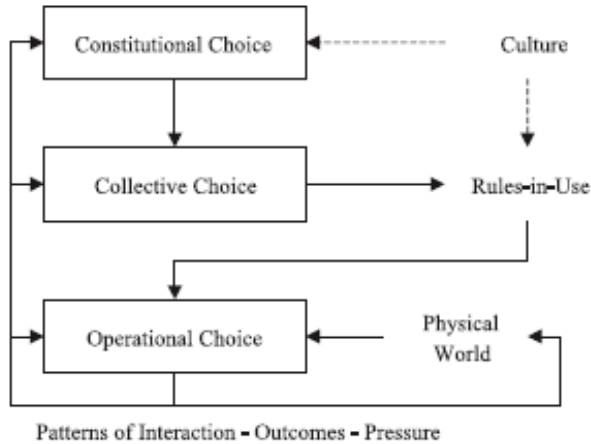
2 Il framework istituzionale di Ostrom

Differenti definizioni del termine istituzione sono state formulate. Una delle più accettate è data da Ostrom che definisce le istituzioni "*the sets of working rules that are used to determine who is eligible to make decision in some arena, what actions are allowed or constrained, what procedures must be followed, what information must or must not be provided, and what payoff will be assigned to individuals dependent on their action*" (Ostrom, 1990, p.51)".

Le istituzioni sono regole definite dagli esseri umani per aumentare e garantire ordine in ogni *ambiente* in cui domina incertezza, così da accrescere la propensione delle persone a cooperare e facilitare la produzione di beni pubblici. Pertanto, sono regole che indirizzano il comportamento umano nelle sue interazioni con le risorse naturali (Hanna, 1995). Ostrom (1990) riconosce tre livelli istituzionali: le regole operative; le regole collettive, e le regole costituzionali. Le regole operative costituiscono il mezzo attraverso cui orientare le operazioni di gestione quotidiana delle risorse (*day to day operational rules*), quelle cioè che sono pertinenti con le strategie di appropriazione della risorsa, monitoraggio e rispetto delle regole stesse. Quelle collettive definiscono le politiche e le regole di gestione delle risorse adottate dalle autorità competenti, che a loro volta, sono definite dalle regole costituzionali che determinano gli interpreti delle regole collettive. Le scelte collettive definiscono le regole riguardanti l'accesso alle risorse ed alla raccolta delle stesse; quelle operative enfatizzano le attività quotidiane e le conseguenze che ne possono scaturire (Rudd, 2004), mentre le regole costituzionali fanno riferimento al processo di articolazione e aggregazione delle preferenze da parte di coloro che possono operare sulla modificazione e formulazione della governance. In altre pa-

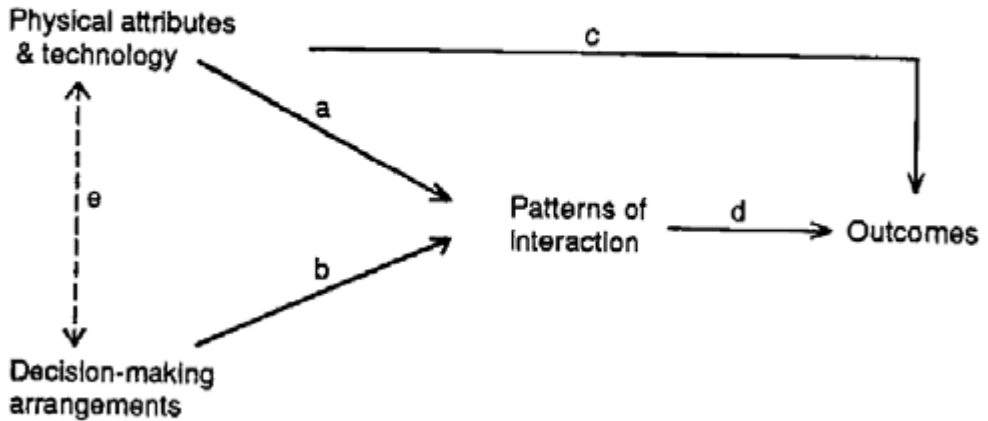
role, si tratta delle regole che definiscono il disegno istituzionale, così come proposto a livello legislativo a differente scala, internazionale, europea, e nazionale. Tale set di regole è ovviamente articolato in strutture gerarchiche in cui ogni livello discende direttamente da quello che lo precede (vedi Figura 1).

Figura 1. Schematizzazione del framework di Ostrom; fonte: Rudd (2004:112).



Una modalità non troppo diversa di analizzare le regole appena descritte consiste nel definire "l'arena di intervento" che mette in luce le relazioni tra decisioni sociali e le caratteristiche fisico-strutturali della risorsa oggetto di interesse (Oaker-son, 1992). Nelle analisi di natura economica ed ecologica dell'area si deve quindi tenere conto da un lato del legame tra variabili contestuali e regole in uso, e dall'altro del risultato dei processi ecologici, sociali ed economici (Rudd, 2004). Oaker-son (1992) (vedi Figura 2) definisce i tre livelli di regole esplicitati da Ostrom con la terminologia unica di "*decision making arrangements*", suggerendo che con l'interazione degli attributi fisici del bene in questione si determinano quelle reciprocità (*pattern of interaction*) che contribuiscono al risultato finale della sua gestione (*outcome*). L'uso delle risorse è vincolato sia dai limiti fisici delle risorse stesse che dalle istituzioni vigenti. Quando si conduce un'analisi istituzionale, l'analista dapprima identifica le variabili contestuali che vincolano l'azione dell'arena politico-istituzionale, incluse quelle relative all'ambiente fisico con il quale gli attori interagiscono, poi valuta le regole in vigore che *governano* i comportamenti umani. Dato un set di vincoli esterni, sia di natura sociale che istituzionale, gli individui considerano i costi ed i benefici di possibili comportamenti ed agiscono in accordo agli "incentivi" che ne traggono. Questi incentivi sono la risultante dell'interazione tra le preferenze ed i valori degli attori coinvolti nel processo istituzionale, le informazioni di cui essi dispongono (che possono anche essere incomplete o imperfette), nonché le minacce di possibili sanzioni personali e sociali (Rudd, 2004:111).

Figura 2. Disegno di Oakerson per l'analisi istituzionale; fonte: Oakerson, 1992.



3 La gestione della Salina di Tarquinia in relazione al framework di Ostrom

3.1 Il quadro legislativo e gestionale

La Salina di Tarquinia è stata a lungo di proprietà dei Monopoli di Stato del Ministero delle Finanze. Nel 1980, il Ministero delle Finanze, di concerto con l'ex Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste mediante il decreto Ministeriale del 20/01/1980 ha istituito la Riserva Naturale delle Saline di Tarquinia, prevedendo che vi si potessero svolgere le attività produttive previste dall'amministrazione autonoma dei Monopoli di Stato. L'articolo 4 del menzionato decreto affida al Ministero "la vigilanza, per quanto concerne la tutela dell'avifauna e del relativo habitat", da attuarsi per mezzo del Corpo Forestale dello Stato. Con il Decreto Ministeriale 9 Dicembre 1984, articolo unico, si dispone dell'accesso "solo previa autorizzazione scritta da parte degli uffici responsabili a livello locale della gestione...". Non viene presa tuttavia esplicita posizione riguardo alla possibile forma di gestione della Salina, tacitamente affidata al Ministero delle Finanze, che la ha attuata nell'ambito dell'esercizio delle attività estrattive del sale (Venzi *et al.*, 2000). Successivamente, in occasione dell'istituzione del Ministero dell'Ambiente, avvenuta con legge 349/1986, risultò una consegna di responsabilità allo stesso Ministero per quanto riguarda la vigilanza e la sorveglianza della riserva. Le disposizioni richieste dalla legge quadro sulle aree protette 394/1991, relative ai confini dell'area, all'organismo di gestione, finalità, vincoli e criteri specifici per la redazione del piano di gestione e del regolamento (articolo 17) sono state *tacitamente* rispettate finché è perdurata l'attività di produzione del sale, coincidendo i confini della riserva con quelli della proprietà, ed il piano di gestione del sito con quello di produzione del sale. Con la cessazione dell'attività estrattiva sono venuti meno la presenza dell'Ente Gestore (il Ministero delle Finanze) ed il piano di gestione, pur rimanendo inalterati le finalità della riserva ed i suoi confini. Tuttavia, si è rea-

lizzato un trasferimento di responsabilità riguardante la gestione e la conservazione, al Corpo Forestale dello Stato, istituzionalizzato dalla legge quadro sulle aree protette. Per quanto attiene il finanziamento della riserva, esso spetta in parte al Ministro per le Politiche Agricole, con riferimento alle esigenze del personale del CFS che ivi staziona, mentre tutte le spese di manutenzione ordinaria e straordinaria degli immobili, le spese straordinarie per il personale CFS, la sua formazione e la manutenzione dei mezzi rientrano nel bilancio degli enti parco, e quindi sotto la responsabilità del Ministero dell'Ambiente (DPCM 5 luglio 2002, articolo 3). Bisogna ricordare che la Salina di Tarquinia, oltre ad essere una Riserva Naturale di rilevanza nazionale, la cui vigilanza è stata conferita al Ministero dell'Ambiente, presenta anche lo status giuridico di Sito di Importanza Comunitaria (SIC) e Zona di Protezione Speciale (ZPS), ai sensi rispettivamente delle direttive comunitarie Uccelli ed Habitat. Essa è pertanto soggetta al recepimento della direttiva Habitat avvenuto con Decreto del Presidente della Repubblica 357/1997 e recante disposizione di affidamento delle procedure di conservazione e monitoraggio dei siti SIC alla Regione Lazio. Ad oggi, il quadro gestionale contempla un nuovo attore, il Dipartimento DEB dell'Università della Tuscia che, operando mediante il centro CISMAR, gestisce alcuni stabili per finalità di ricerca, monitoraggio ambientale, e riproduzione ed allevamento ittico finalizzato al ripopolamento marino.

3.2 Interpretazione della gestione della Salina secondo il framework di Ostrom

La presenza di molteplici autorità nella *governance* della riserva pone un serio problema per la gestione del sito, in quanto il framework legislativo in vigore non sembra consentire la produzione di regole operative efficaci. Dal quadro presentato si rivela una certa limitatezza degli strumenti operativi di gestione e programmazione del sito e la mancanza di coordinamento a livello centrale da parte del Ministero dell'Ambiente e della Regione Lazio nell'espletare le misure di monitoraggio e controllo. Infatti, la Regione, che vede riconosciuta giuridicamente l'attività di monitoraggio dei siti SIC e ZPS, dovrebbe verificare l'efficacia delle misure di conservazione definite dall'attuale Ente Gestore. Tuttavia, non ha attualmente concrete possibilità operative sulla definizione di strategie di conservazione della salina considerato che, ai sensi dell'articolo 4 comma 3 del DPR 357/97, le zone speciali di conservazione (ZSC) ricadenti all'interno di aree protette già istituite sono sottoposte agli strumenti di protezione in vigore sull'area. La cosa grave è la mancanza di uno strumento di programmazione per il sito (piano di gestione) che, sebbene sia richiesto dalla legge quadro sulle aree protette, non è mai stato formulato.

Analizzando la gestione dal punto di vista delle così dette *operational rules*, si può denotare la limitatezza di attività mirate ad un'adeguata conservazione dell'ecosistema lagunare, demandate ad interventi *spot*, non regolari, quali potevano essere le vecchie opere di manutenzione idraulica svolte ai tempi della produzione del sale che, indirettamente, garantivano anche la conservazione degli interessi naturalistici. Non bisogna, infatti, dimenticare che le saline, pur essendo assimi-

bili a lagune retrodunali, sono il risultato dell'opera dell'uomo e pertanto non possono non essere positivamente influenzate da continue operazioni di manutenzione per una loro corretta gestione.

La cessazione di qualsiasi attività produttiva, accompagnata dalla ferrea presa di posizione di mantenere lo *status* di riserva integrale, pur nella convinzione di operare nella direzione di un miglioramento delle condizioni ambientali della riserva stessa, ha contribuito a prolungarne la degenza. Non si può, pertanto, prescindere dalla possibilità di concedere parte dell'area, oggi in gestione al Comune, ad enti ed istituzioni locali che possano realizzare attività eco-produttive che l'ecosistema può supportare. Tali misure dovrebbero prevedere attività ricreative, museali, ricettive e ristorative, nonché didattiche e di ricerca, capaci di determinare parte di quel reddito necessario al finanziamento della gestione ordinaria dell'habitat lagunare.

Essendo la Salina espressione giuridica di forme di tutela diverse, che affidano monitoraggio, vigilanza e sorveglianza ad istituzioni diverse, si rende necessario fare chiarezza, almeno sulla capacità di coordinamento delle competenze gestionali, se non addirittura sull'opportunità, che il sito si possa affidare ad un'unica istituzione. Allo status quo di una gestione affidata al CFS, se ne possono proporre delle altre, testate nel modello di scelta proposto nei paragrafi successivi.

La prima opzione potrebbe consistere nel porre le basi per una concessione a enti pubblici o privati di alcune attività di servizio volte e alla tutela e alla valorizzazione della Salina, come già è avvenuto in altre saline d'Italia (si veda il caso delle saline di Trapani e Paceco, e di Cervia). Tale variante operativa, che dovrebbe *in primis* riguardare la ri-definizione della classificazione dell'area verso forme di multifunzionalità, sarebbe possibile in virtù delle peculiarità non solo conservative riconosciute ai siti SIC e ZPS dalle direttive Habitat e Uccelli, ma anche del limitato impatto, se non addirittura del beneficio (Rufino *et al.*, 2002; Paracuellos *et al.*, 2002; Masero, 2003), che certe attività antropiche arrecherebbero all'area. Questa nuova struttura gestionale sarebbe orientata ad eseguire le attività a livello operativo, nonché a proporre nuove soluzioni per la politica di gestione del sito. In questa situazione il titolare della gestione, coadiuvato dai privati concessionari, avrebbe la responsabilità di stabilire un *master plan*, ossia un piano di gestione della conservazione della natura che definisca al tempo stesso priorità finanziarie ed economiche, vale a dire la "vitalità" di certe scelte progettuali di valorizzazione del sito. Si manterrebbe il sistema di scelte collettive centralizzato, con la possibilità di verificare se continuare ad affidare la gestione amministrativa all'Ufficio per la Tutela della Biodiversità di Roma (attuale gestore) o delegarla alla Regione Lazio o al Comune di Tarquinia.

Una soluzione alternativa potrebbe essere rappresentata dalla possibilità di una gestione amministrativa che attribuisca maggiori competenze alla Regione Lazio, ai sensi del DPR 357/97 e della legge regionale 29/1997, ma che sia al tempo stesso in grado di garantire adeguato coinvolgimento e collaborazione da parte degli altri stakeholder istituzionali, al fine di identificare le sinergie nell'uso delle strutture ed una condivisa politica di protezione per il sito.

La possibilità di cambiare forme di *governance* per la Salina dipende molto dalle finalità di gestione, ossia, se essa deve essere gestita per soli obiettivi di

conservazione o se può diventare sede di attività multidisciplinari che investano la ricreazione, il turismo, la didattica e la ricerca nel settore della pesca e dell'acquacoltura.

4 Materiali e metodi

4.1 Il modello econometrico

L'uso dell'esperimento di scelta è un flessibile e pragmatico approccio per modellizzare *trade-off* complessi tra più attributi, largamente utilizzato per ricerche di mercato (Carson *et al.*, 1994). L'approccio è stato sviluppato sin dai primi anni '70 (Green e Srinivasan, 1978; 1990) ed ha acquisito di recente una certa popolarità per carpire le preferenze degli stakeholder nella gestione delle attività di pesca (Aas *et al.*, 2000; Wattage *et al.*, 2005).

Il modello econometrico qui adottato è quello di McFadden (1974, citato da Hauser e Rao, 2002), che fornisce un'interpretazione del *modello logit* basata sulla teoria della *random utility*, in cui l'utilità dell'intervistato è modellizzata mediante una combinazione (di solito lineare) dei caratteri di un prodotto o servizio con l'aggiunta di un termine di errore. Il termine di errore tiene in considerazione, tra l'altro, la possibilità che l'analista abbia omesso delle variabili o abbia commesso errori nella misura, o che il consumatore sia stato non coerente durante il processo di scelta (Adamowicz *et al.*, 1998). Per un individuo *i-esimo* l'utilità derivante dalla scelta dell'opzione *j* può presentare la formulazione seguente:

$$U_{ij} = v_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

con $j=1, \dots, J$; $i=1, \dots, I$; v_{ij} è la componente deterministica della utilità e ε_{ij} quella casuale; v_j è una funzione di utilità indiretta condizionale che generalmente è assunta di forma lineare:

$$v_j = \beta_1 + \beta_2 x_{j2} + \beta_3 x_{j3} + \dots + \beta_m x_{jm} \quad (2)$$

essendo x_{jm} gli attributi del vettore x delle variabili esplicative dell'oggetto di scelta, e β è il vettore dei coefficienti associati al vettore degli attributi. L'assunzione di una funzione lineare per la componente deterministica dell'utilità è essenzialmente una questione di convenienza e non una scelta derivante da teorie economiche. L'esclusione di termini di secondo e terzo ordine dal modello non ha effetti troppo limitanti sulla bontà dei parametri da stimare; comunque, se essi avessero importanza, alcuni errori potrebbero essere introdotti nella stima dei coefficienti (Garrod e Willis, 1999). Due modelli, uno con costanti specifiche di scelta (ASC) e l'altro senza, sono stati formulati, al fine di cogliere le variazioni nelle scelte non spiegate dagli attributi. La ASC stimata, in sostanza, cattura l'effetto medio sull'utilità di tutti i fattori che non sono inclusi nel modello.

La probabilità di scegliere l'alternativa j nel set di scelta C è:

$$\pi(j) = \Pr\{v_j + \varepsilon_j \geq v_k + \varepsilon_k; \forall k \in C\} \quad (3)$$

McFadden nel 1974 dimostrò come il *modello logit* implica necessariamente una distribuzione con valori estremi del termine probabilistico di tipo Gumbel. Nella formulazione di McFadden, detto μ il parametro di scala, assunto pari all'unità (Adamowicz *et al.*, 1994), perché di solito non identificato ed ignorato (Scarpa e Thiene, 2003), la probabilità di scegliere l'alternativa j è (Boxall *et al.*, 1996:245):

$$\pi(j) = \frac{\exp^{v_j}}{\sum_{k \in C} \exp^{v_k}} = \frac{\exp^{\beta x_j}}{\sum_{k \in C} \exp^{\beta x_k}} \quad (4)$$

dove x_j è il vettore degli attributi delle alternative e β è un vettore di coefficienti sconosciuti. La funzione $v_j = \beta x_j$ è la parte deterministica dell'utilità per l'alternativa j che in (4) è assunta funzione lineare degli attributi.

L'elemento chiave di tale modello è rappresentato dalla necessità che le alternative di scelta godano della proprietà IIA, (*independence of irrelevant alternative*). Tale proprietà inferisce che il rapporto delle probabilità di due alternative sia indipendente dal set di scelta, vale a dire che tale rapporto non sia influenzato dagli attributi di altre opzioni, o alternative (Luce, 1959, citato da Wattage *et al.*, 2005; Louviere, 1988; So e Kuhfeld, 2004). L'ipotesi IIA rappresenta un'assunzione che se violata determina l'insorgenza di distorsioni nella stima dei parametri. Per escludere errori dovuti alla presenza di IIA si adatterà anche il modello *mixed logit* (MXL) in cui la componente stocastica viene ad essere divisa in due componenti additive: una correlata alle alternative, e l'altra indipendente dalle alternative e dalle caratteristiche del rispondente. Il modello *mixed* permette ai termini sconosciuti di variare casualmente piuttosto che essere fissi (Sali, 2003; Scarpa e Tiene, 2003). Con questa generalizzazione il modello non esibisce la proprietà IIA. Esso riesce a tenere in considerazione differenze nel gusto, che non possono essere legate ad osservate caratteristiche del rispondente (Eggert e Olsson, 2004; Sali, 2003; Scarpa e Tiene, 2003). La variazione dei coefficienti tra le scelte fatte implica che l'utilità non osservata associata con ciascuna alternativa è necessariamente correlata nel tempo per ciascun decisore. Questa correlazione è incorporata nella stima quando si compiono più scelte per ciascuna persona (Train, 1998). Il modello MXL, allora, permette due fonti di eterogeneità: una associata alla variazione dei parametri (eterogeneità globale), e l'altra legata a differenze tra gli individui (eterogeneità individuale). L'equazione (1) diventa:

$$U_{ji} = \bar{\beta}_j x_{ji} + \tilde{\beta}_j z_{ji} + \varepsilon_{ji} \quad (5)$$

in cui l'errore ε_{ji} dell'equazione (1) è scomposto in due componenti: una che riguarda l'eterogeneità non osservata delle preferenze individuali $\tilde{\beta}_j$ e correlata alle alternative di scelta, e l'altra, $\varepsilon_{ji} = \sigma_j u_{ij}$ la deviazione standard dei coefficienti $\bar{\beta}_j$ con u_{ij} individuale specifica avente media zero e varianza 1; $\bar{\beta}_j$ rappresenta,

invece, il vettore di coefficienti fissi delle alternative. I termini z_{ji} unitamente a ε_{ji} che definiscono la componente stocastica della utilità, sono le componenti di errore tra le quali può esistere correlazione. Nel nostro caso, non vengono incluse le variabili (facoltative) dell'eterogeneità individuale z_{ji} quindi il modello MXL permette di non violare la proprietà IIA permettendo la correlazione tra scelte nel tempo, ogni qualvolta più di una scelta sia disponibile, e tra gli attributi di scelta. Se la deviazione standard dei coefficienti è significativa, i parametri variano nella popolazione e il fit globale del modello aumenta. In caso contrario, il modello non produce valore aggiunto rispetto al modello MNL.

4.2 Il questionario

Per la formulazione delle preferenze gestionali, si è chiesto di scegliere ad ogni intervistato quattro tra sedici alternative che sono state ricavate dalla combinazione lineare dei livelli degli attributi presentati nella Tabella 1. Gli attributi considerati per la definizione degli obiettivi gestionali, alla luce delle risultanze dell'analisi istituzionale, sono i seguenti:

1. tipologia/modello di gestione (tre livelli),
2. tipologia di protezione per l'area, secondo la scala di classificazione IUCN delle aree protette (quattro livelli),
3. tipologia di finanziamento (due livelli).

Tabella 1. Attributi e livelli del questionario relativo alla *governance* della Salina.

Attributi	livelli
Tipologia gestionale	<ol style="list-style-type: none"> 1. centralizzato, gestione affidata al CFS (status quo) 2. decentralizzato (Regione), tramite ente parco o agenzia analoga che collabora con altri stakeholder – <i>collaborative management</i> 3. gestione centrale affidata al CFS, o Regione Lazio o al Comune con supporto di un Consorzio di Utenti solo per la <i>gestione dei servizi locali</i>– <i>collaborative management</i>
Classificazione area	<ol style="list-style-type: none"> 1. riserva naturale integrale- stretta protezione; consentiti monitoraggio e ricerca 2. gestione attiva esclusiva per il mantenimento degli habitat e per incontrare le esigenze di particolari specie 3. gestione finalizzata e alla conservazione e alla ricreazione 4. gestione finalizzata all'uso sostenibile dell'ecosistema: protezione della diversità biologica e mantenimento di un flusso di prodotti e servizi che vadano incontro alle esigenze della comunità
Tipologia di finanziamento	<ol style="list-style-type: none"> 1. Finanziamento statale (Min. Ambiente) e regionale (status quo) 2. Parziale autofinanziamento della conservazione tramite la gestione di attività di servizio collaterali

Il numero complessivo di combinazioni è $3 \times 4 \times 2 = 24$. Sebbene gli attributi ed i livelli siano pochi, proporre un disegno fattoriale completo da sottoporre in un unico set di scelta agli intervistati sarebbe inopportuno. Al fine di ridurre la difficoltà nella scelta che il rispondente deve sostenere, il desiderato numero di livelli-attributo è stato sottoposto ad una frazione del disegno fattoriale completo (*fractional factorial design*), mediante un piano ortogonale degli effetti principali (*orthogonal main-effects plan*)² (Greene e Srinivasan, 1978), definito come le risposte generate quando ci si muove da un livello di un attributo al successivo, mentre si tengono costanti i livelli di tutti gli altri attributi (Garrod e Willis, 1999). Questo disegno elimina la collinearità tra gli attributi e implica che si tenga conto solo di effetti principali strettamente additivi (*additive main-effects design*): vale a dire la funzione di utilità è stimata senza considerare la possibilità di interazioni e combinazioni dei livelli tra i vari attributi. Louviere (1988) suggerisce che questo tipo di disegno permette di spiegare almeno l'80% della variazione osservata nelle scelte.

Il campione delle possibili risposte è stato ridotto a 16 alternative (attraverso il software SPSS versione 7.5), tutte inserite in un unico *choice set*, come descritto in Wattage *et al.* (2005), delle quali l'intervistato ne deve selezionare quattro, facendo leva su una descrizione scritta e verbale degli attributi. La descrizione degli attributi è, infatti, cruciale per assicurare che ciascun rispondente ne comprenda in pieno il significato. I 16 profili ottenuti identificano un subset da cui ciascuna combinazione lineare di attributi del set pieno può essere ottenuta. Vale a dire il subset permette l'analisi di tutte le altre alternative.

Poiché il modello lavora con valori relativi, le 16 alternative chiaramente contengono l'opzione di base (vale a dire l'attuale regime gestionale), utilizzata come riferimento (ipotesi zero) attraverso cui definire la variazione di utilità delle scelte gestionali alternative. Per l'attributo *Gestione* è stato posto uguale a zero il livello *Corpo Forestale dello Stato*; per l'attributo *Classificazione dell'Area* è stato considerato come base il livello *Gestione specifica dell'habitat*, mentre per l'attributo *Finanziamento* è stato considerato pari a zero il livello *Finanziamento da amministrazione statale e regionale*. Il set di alternative che si viene a delineare presenta le caratteristiche di mutua esclusività o stretta esclusività, esaustività e finitezza, come richiesto dalla teoria: le alternative presentate sono chiaramente finite ed esclusive in quanto una tipologia gestionale ne esclude un'altra, ed esaustive in quanto si propongono diverse possibili forme gestionali riscontrate in letteratura e coerenti con il disegno legislativo nazionale e regionale vigente.

La scelta del campione da intervistare è stata effettuata campionando dall'intera popolazione di attori istituzionali che hanno manifestato in passato potere decisionale sul sito. Gli stakeholder coinvolti nell'analisi delle preferenze hanno riguardato soggetti direttamente interessati alla gestione della Salina ed altri che lo potrebbero essere, a seconda degli scenari co-gestionali che in futuro potrebbe-

² L'ortogonalità è stata garantita (implicando che i coefficienti hanno varianza minima) con il disegno sperimentale che le stime individuali dei rispettivi attributi e livelli siano indipendenti gli uni dagli altri (Ass *et al.*, 2000).

ro venire a prospettarsi. Tra i soggetti già coinvolti sono stati considerati il Comune di Tarquinia, la Regione Lazio, il Ministero dell'Ambiente, l'Ufficio per la Tutela della Biodiversità di Roma, l'Agenzia del Demanio, e l'Università della Tuscia, mentre, tra i soggetti indirettamente coinvolti, la selezione del campione ha riguardato la Provincia di Viterbo, il Consorzio di Bonifica della Maremma Etrusca, il Parco Regionale di Barbarano Romano, il WWF e l'Agenzia Regionale Parchi del Lazio. Per ciascuno degli enti coinvolti è stato intervistato almeno un rappresentante al quale è stato chiesto di fornire la propria preferenza alla luce della sua sensibilità e conoscenze delle problematiche delle riserve naturali statali ed in particolar modo della Salina. Inoltre, si è richiesto, qualora possibile, di formulare una valutazione che riflettesse politicamente le scelte dell'istituzione rappresentata, la qual cosa si può dire essere avvenuta solo in un paio di circostanze: nelle scelte fornite dall'Ufficio per la Tutela della Biodiversità di Roma e dal Comune di Tarquinia. A ciascun rappresentante intervistato è stato chiesto di fare quattro scelte tra quelle proposte, relative alla *governance* della Salina. Tuttavia, non per tutti gli intervistati è stato possibile ottenere 4 risposte per ciascuna tipologia di questionario. Inoltre, da parte del Ministero dell'Ambiente, non è stato possibile ottenere alcuna risposta. Complessivamente 11 attori istituzionali sono stati coinvolti ed in totale sono state raccolte 39 osservazioni. Sebbene tale numero sia limitato, esso è stato sufficiente per ottenere la stima significativa di alcuni parametri di valutazione del modello come di seguito esposto, sebbene altri rimangano non significativi. Un risultato più robusto si sarebbe ottenuto con un campione più numeroso, in grado di stabilizzare la varianza dei coefficienti degli attributi relativi alla classificazione della riserva ed alla tipologia di finanziamento, e presentare maggiore discriminazione tra le probabilità delle carte di scelta. Tuttavia tale limite appare comune ad altri studi condotti in Europa nella modellizzazione di scelte gestionali di risorse ambientali. Vari studi in passato sono stati realizzati con un numero limitato di osservazioni. Castillo e Pitfield (2002), per esempio, hanno utilizzato risposte di un questionario postale con cinquanta osservazioni, mentre Natter e Feurstein (2001) si sono limitati a ventiquattro. Un'analisi di scelte gestionali limitata a 25 interviste (e 4 osservazioni per ciascuna intervista) per definire le preferenze multi-attributo dell'attività di pesca condotta nel canale della Manica è proposta da Wattage *et al.* (2005).

5 Risultati

5.1 Risultati del modello econometrico

Questa sezione riporta i risultati di tre diverse analisi (Tabella 2). La prima riguarda i coefficienti dei livelli in cui la relazione tra utilità e caratteristiche dell'oggetto di scelta è supposta lineare in assenza di costante; la seconda prevede l'aggiunta di una ASC (*dummy variable*) alla funzione di utilità; la terza presenta i risultati del modello *mixed logit*.

Tabella 2. Risultati per il questionario relativo alle diverse modalità gestionali.

	Modello 1 MNL-senza costante		Modello 2 MNL-con costante		Modello 3 MXL	
Numero di osservazioni	39		39		624	
LL_modello	-92.33413		-91.55104		-92.27591	
LL_senza coefficienti	-108.1310		-108.1310		-108.1310	
Pseudo R2	0.14609		0.15333		0.14663	
Pseudo R2 Adj	0.13724		0.14308		0.12876	
VARIABILI	COEFF	t-stat ^a	COEFF	t-stat ^a	COEFF	t-stat ^a
costante			28.41335	0.000		
REGIONALE	2.13090	4.272	1.96190	3.893	2.13083	3.895
CONSORZIO DI UTENTI	1.65156	3.018	1.47687	2.677	1.65180	2.564
CORPO FORESTALE DELLO STATO	0		0		0	
RISERVA INTEGRALE	-1.01749	-1.729	-1.08415	-1.845	-1.01848	-1.662
PROTEZIONE E TURISMO	0.07815	0.190	0.02361	0.058	0.07809	0.167
SVILUPPO SOSTENIBILE	0.09598	0.194	-0.01137	-0.023	0.09555	0.196
GESTIONE SPECIFICA HABITAT	0		0		0	
FINANZIAMENTO STATALE	0		0		0	
PARZIALE AUTO-FINANZIAMENTO	0.28724	0.079	-0.02609	-0.072	0.02885	0.071
Deviazione standard derivate per i parametri di distribuzione					Coeff.	t-stat ^a
S_REGIONALE					0.02584	0.081
S_CONSORZIO DI UTENTI					0.02412	0.072
S_RISERVA INTEGRALE					0.03705	0.070
S_PROTEZIONE E TURISMO					0.00560	0.017
S_SVILUPPO SOSTENIBILE					0.04367	0.112
PARZIALE AUTO-FINANZIAMENTO					0.09635	0.294
LLRT	31.59		33.16		31.71	
dof	6		7		12	
Livello di significatività	0.000		0.000		0.001	

^a I valori limite della statistica t sono 1.645, 1.96, 2.576 rispettivamente riferiti ai livelli di significatività dello 0.90, 0.95, 0.99.

L'analisi iniziale mostra come il test del rapporto della LL sia significativo, con forti relazioni tra scelte e differenti attributi. Tutti e tre i modelli mostrano una LogLikelihood (LL) simile, con un valore leggermente più basso per il modello 2. Ad un livello di significatività 0.001 possiamo rigettare l'ipotesi nulla che non esistano

relazioni tra la scelta effettuata e gli attributi dell'oggetto di scelta. Il coefficiente pseudo- R^2 evidenzia come il valore della funzione LL si incrementi del 14.6% rispetto all'ipotesi nulla (caratterizzata da sola costante) per i modelli 1 e 3, e del 15.3% per il modello 2³. La statistica rapporto della Log-Likelihood (LLRT) conferma l'ipotesi nulla che non esistono differenze tra i modelli 1 e 2 per 1 grado di libertà (LLRT pari a 1.56, mentre il test chi-quadrato per un grado di libertà è pari a 3.84 al livello $\alpha=0.05$).

Dall'osservazione dei risultati del modello MXL con distribuzione normale dei coefficienti, non si può affermare che esso apporti un miglioramento rispetto al modello MNL. La stima dei coefficienti dei parametri distribuiti normalmente è molto simile a quella del modello 1, e le loro deviazioni standard sono tutte non significative al livello 0.05 (anche se alcune lo sono allo 0.10), indicando che le preferenze per i livelli degli attributi considerati non sono eterogenee tra gli individui. Pertanto tale variante non aggiunge alcuna informazione rispetto al classico modello MNL.

Attraverso il valore dei parametri stimati dal modello 3 è possibile analizzare le relazioni tra scelta, livelli ed attributi individuali; la relazione tra scelta e combinazione degli attributi; ed infine la probabilità di ogni carta di scelta. La Tabella 2 mostra le stime di massima verosimiglianza dei singoli livelli e la loro significatività. Come si può osservare, solo i livelli dell'attributo *Gestione* sono significativi, almeno al livello 0.05, mentre quelli degli attributi *Classificazione dell'Area* e *Finanziamento* non lo sono. Fa eccezione il livello *Riserva integrale* facente parte dell'attributo *Classificazione dell'Area* che ha una significatività compresa tra 0.05 e 0.10. Tutte le variabili sono presentate rispetto al coefficiente zero dei livelli di riferimento (vale a dire *Corpo Forestale dello Stato*, *Gestione specifica habitat*, *Finanziamento statale e regionale*). Così, ad esempio, sotto l'attributo generale *Gestione*, il livello gestione affidata alla *Regione Lazio* presenta *part-worth utility* (vale a dire il coefficiente stimato) pari a 2.13, mentre il livello relativo alla gestione affidata ad un *Consorzio* un valore di 1.65. Poiché tali coefficienti sono statisticamente differenti da zero (t-stat vale 4.272 e 3.018, rispettivamente), si deduce che tali livelli sono preferiti rispetto all'ipotesi corrente di una gestione affidata al *Corpo Forestale dello Stato*. Essendo il coefficiente maggiore per la variabile *Regione*, ciò testimonia come l'affidamento della gestione centralizzata risulti la scelta in assoluto preferita. Non si possono fare tuttavia considerazioni analoghe per i livelli degli altri due attributi, essendo non significativi, e quindi non differenti dal livello base rispetto al quel vengono confrontati. Fa in parte eccezione il livello *Riserva statale* dell'attributo *Classificazione dell'Area* che

³ Questo modello propone in aggiunta al precedente una costante, detta ASC che ha la funzione di catturare le variazioni non spiegate dagli attributi. È possibile stimare tante ASC quante sono le scelte realizzabili meno una presa a riferimento (con valore zero). Nel caso in esame le opzioni scelte non sono etichettabili, ma rappresentano 16 possibili opzioni delle 24 complessive ottenute con la riduzione fattoriale. Si utilizza di solito, per opzioni *unlabelled*, una sola costante *dummy* che consente di differenziare lo *status quo* dalle alternative proposte. La ASC non è significativa e non aggiunge nulla al modello 1, quello senza costante.

è significativo al livello 0.10. Sebbene tale valore di significatività non sia elevatissimo, il coefficiente di tale livello verrà utilizzato nel calcolo delle probabilità di scelta, come in Wattage *et al.* (2005). Si noti, inoltre, come esso abbia segno negativo, la qual cosa sta ad indicare come tale alternativa arrechi una disutilità rispetto al livello zero rappresentato dall'attuale forma di gestione dell'habitat.

Da quanto sopra riportato, si può dedurre che il modello proposto esprime una relazione significativa tra le scelte fatte (e quindi utilità arrecata al consumatore) e le variabili dell'oggetto di scelta solo per l'attributo *Gestione*, inteso come l'istituzione che deve preoccuparsi dell'amministrazione del bene pubblico. Non sembrano, invece, essere ritenute importanti per un miglioramento della *governance* della Salina le varie proposte di classificazione dell'area e le due diverse modalità di finanziamento. Questo risultato è sia dovuto alla piccola dimensione del campione sia alla divergenza da parte degli stakeholder intervistati nell'attribuire importanza agli obiettivi di classificazione e di finanziamento dell'area.

5.2 Calcolo delle probabilità di scelta

Come mostrato in Tabella 3 la massima probabilità di scelta si verifica per le carte di scelta 2, 9 e 15. Tale probabilità è la stessa poiché solo 3 dei 9 livelli scelti per la costruzione delle diverse forme di *governance* proposte nei 16 profili di scelta del disegno fattoriale sono risultati significativi. Pertanto, non è possibile fare discriminazioni tra alcune scelte.

È interessante notare, inoltre, come le tre carte di maggiore interesse (carta 2, 9 e 15), abbiano una manifesta preferenza rispetto alla carta numero 14, che rappresenta lo *status quo* nella gestione della Salina. Rispetto a tale alternativa gestionale, che prevede la gestione della riserva affidata al *Corpo Forestale dello Stato*, una classificazione dell'area orientata alla *gestione specifica dell'habitat* e forme di *finanziamento esclusivamente a carico degli enti pubblici statali*, le alternative 2, 9 e 15 sembrano essere apprezzate con una probabilità otto volte maggiore. La Figura 3 schematizza tali risultati in forma di istogramma.

Utilizzando l'Eq. 4 è possibile calcolare la probabilità di scelta per le carte non contenute nel disegno fattoriale ortogonale (Figura 4).

Ovviamente, anche in questo caso, le carte con maggiore probabilità sono quelle che presentano l'alternativa della gestione affidata alla *Regione* (carte 22, 23 e 24), e quella con minore probabilità le carte che recano la presenza del livello *Riserva integrale* (carta 19) in qualità di classificazione dell'area.

Infine, è possibile fornire una cruda indicazione dell'importanza del consenso dato a ciascuno dei livelli considerati. Un modo per ottenere ciò è mediante la semplice media aritmetica delle probabilità per ciascun livello su l'intero set delle 24 alternative gestionali possibili, come in Wattage *et al.* (2005), il cui risultato è riportato nella Figura 5.

Si osserva come venga dato maggiore peso agli aspetti gestionali, ed in particolar modo come una gestione affidata ad un ente di diritto pubblico, sotto la vigilanza della Regione (18.32%), generi maggiore preferenza rispetto alla forma

Tabella 3. Probabilità per le carte di scelta relative a 16 profili di gestione per la Salina.

Scelta	Livelli	Probabilità.di scelta
1	Cons-turismo-fin stat.	10,454
2	Reg-svil.sost-fin.stat.	16,883
3	Cfs-ris.int-autofin	0,724
4	Cfs-gest.hab.-autofin.	2,005
5	Reg-ris.int-autofin	0,724
6	Cfs-svil.sost-fin.stat.	2,005
7	Cons-ris.int-fin.stat.	3,779
8	Cons-gest.hab.-autofin.	10,454
9	Reg-turismo-autofin	16,883
10	Cons-turismo-autofin	10,454
11	Cfs-turismo-autofin	2,005
12	Cfs-ris.int.-fin.stat.	0,724
13	Cfs-turismo-fin.stat	2,005
14	Cfs-gest.hab.-fin.stat	2,005
15	Reg-gest.hab.-fin.stat.	16,883
16	Cfs-svil.sost.-autofin.	2,005

Legenda dei livelli: Reg=Regione; Cons=Consorzio; Csf=Corpo Forestale dello Stato;Ris.int.=Riserva integrale; Gest.hab.=Gestione specifica habitat; Turismo=Protezione e turismo; Svil.sost=Sviluppo sostenibile; Fin.stat.=Finanziamento statale; Autofin= Parziale autofinanziamento.

attuale di gestione (2.68%). Si possono osservare, inoltre, gli elevati valori per le varie modalità di classificazione dell'area, eccezion fatta per la Riserva integrale (1.23%). Appare, tuttavia, evidente come non ci sia accordo su quale possa essere la scelta più convincente tra le tre proposte rimanenti di classificazione dell'area, pertanto un'eventuale nuova modalità di classificazione dell'area è tutta da discutere. Stessa considerazione si può formulare per la modalità di finanziamento, per la quale non si riscontra una netta preferenza verso alcuna delle proposte formulate. C'è da aggiungere, infine, che quest'ultima elaborazione non mostra l'importanza relativa di ciascun livello nei confronti degli altri all'interno dello stesso attributo, ma quella di ciascuno di essi verso tutti gli altri in modo assoluto. Pertanto, si evince dai valori di probabilità riportati in Figura 5 che la problematica maggiormente sentita sia quella di chi debba operare la gestione e non con quali modalità si debba realizzare. È inoltre interessante osservare come la tipologia di finanziamento, sebbene lasci delle perplessità su quale sia preferibile, presenti un valore piuttosto alto, e quindi sia considerata prioritaria rispetto all'attributo relativo alla classificazione dell'area.

Figura 3. Istogramma delle probabilità di scelta per le 16 carte mostrate.

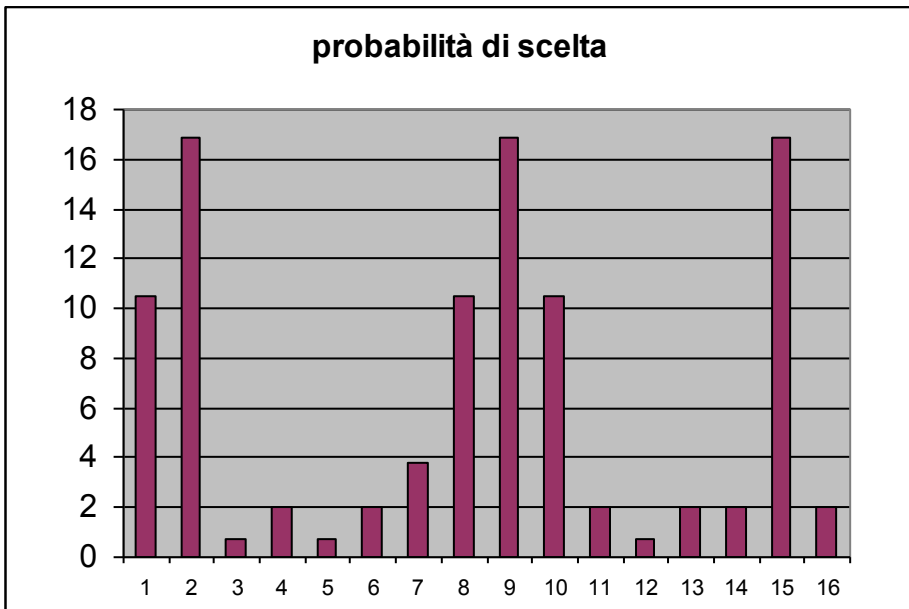


Figura 4. Istogramma delle probabilità di scelta per le rimanenti 8 carte del modello.

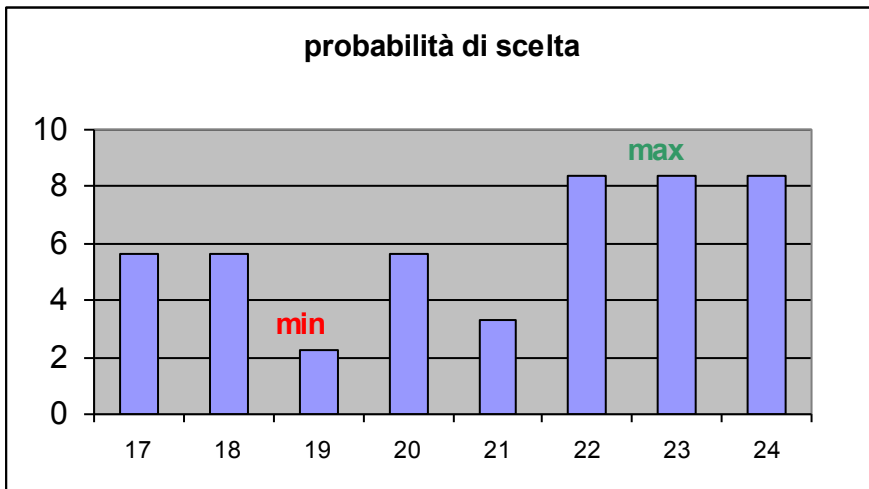
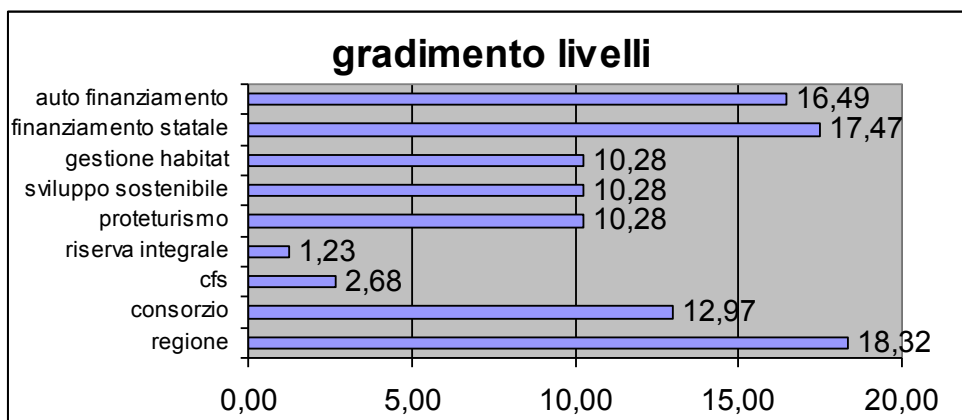


Figura 5. Importanza di ciascun livello in termini di preferenza (probabilità).



6. Discussioni e conclusioni

Dai risultati del modello proposto emerge una chiara propensione al trasferimento dell'amministrazione della riserva alla Regione, che dovrebbe operare in un regime gestionale di collaborazione con gli altri attori istituzionali mediante la Conferenza di Servizi, ma non è stata affatto disdegnata l'ipotesi di un Consorzio capace di promuovere servizi multi-disciplinari sull'area. Quest'ultima soluzione potrebbe realizzarsi anche facendo in modo che la gestione amministrativa rimanga ad un unico soggetto, Regione, Comune o Ufficio della Tutela della Biodiversità (*status quo*), con il comando distaccato sul territorio del CFS che non vedrebbe perdere la naturale vocazione di ente sorvegliante. Il nuovo assetto istituzionale, inoltre, non vedrebbe cambiare le mansioni di vigilanza del Ministero dell'Ambiente, al quale si chiederebbe un'analisi più costruttiva, una periodica revisione delle politiche della riserva ed una valutazione dei programmi di finanziamento per garantirne e la gestione ordinaria e quella straordinaria. Riguardo, invece, le due modalità finanziarie proposte non emerge nessuna indicazione su quale sia da favorirsi, così come sulla tipologia di classificazione da promuovere. Ciò che emerge con chiarezza è il netto rifiuto verso forme di gestione integrale, che prevedono l'evoluzione dell'ecosistema in modo naturale, forma di gestione questa che è in contrasto con altre attività che invece in futuro potrebbero essere implementate, quali l'apertura al pubblico della riserva, la ripresa delle attività artigianale di produzione del sale per finalità didattiche e turistiche, o l'attivazione di attività ricettive (accoglienza in eco-albergo, con piccola beauty farm, già realizzato) e di ristorazione, come avvenuto in altre saline italiane. Sembra, comunque, che l'attuale forma di gestione, orientata ad una conservazione specifica dell'habitat lagunare non sia adeguatamente realizzata, e che non sia presa in considerazione da parte del Corpo Forestale dello Stato, che più volte ha dichiarato di preferire la naturale evoluzione dei bacini lagunari. La forma di classificazione corrente verrebbe allora disattesa a favore di una forma di riserva integrale che nelle intenzio-

ni di tutti gli stakeholder istituzionali dovrebbe essere invece disincentivata. Il modello relativo alle scelte gestionali non sembra suggerire altro, senza manifestare alcuna preferenza sulle attività extra-conservative che da più tempo vengono prospettate, del tipo *protezione e turismo*, oppure *sviluppo sostenibile*, mirate all'integrazione di attività economiche compatibili con la tutela dell'avifauna e dell'habitat lagunare.

I risultati dell'analisi econometrica fin qui condotta permettono sinteticamente di formulare le seguenti osservazioni:

- i livelli dell'attributo *Gestione* sono significativi, ed esiste un forte apprezzamento nei confronti di una nuova amministrazione della riserva in capo alla Regione, con o senza un Consorzio di Utenti al quale affidare attività multidisciplinari. Tutti gli altri livelli, invece, non lo sono, eccezion fatta per quello che descrive un modello di riserva integrale che ha ricevuto una preferenza negativa;
- l'analisi interattributo mostra come la problematica maggiormente sentita sia quella di chi debba operare la gestione, ma non con quali modelli realizzarla.

È possibile fornire delle raccomandazioni che scaturiscono da una valutazione di sintesi nell'analisi congiunta dei risultati del framework di Ostrom e del modello econometrico proposto. Poiché il modello di gestione attuale, basato esclusivamente sulla chiusura totale della riserva, non sembra essere apprezzato, si suggerisce di operare, a livello di scelte legislative, mediante:

- revisione del livello legislativo, in particolare del DPR 357/97 per favorire una più efficace attività di monitoraggio e conservazione da parte della Regione;
- analisi di nuovi meccanismi che possano prevedere il passaggio delle operazioni di gestione (programmazione, amministrazione e finanziamento) dal soggetto gestore attuale ad altro soggetto in caso di conclamata inadempienza o incapacità gestionale.

In merito alle *scelte collettive*, si suggerisce di:

- ridurre le forme di incomunicabilità per favorire una gestione di tipo *collaborative management*, utilizzando una delle piattaforme di concertazione esistente, quale la Conferenza di Servizi;
- definire dei criteri di *accountability* da parte dell'ente di vigilanza (Min. Ambiente) in favore dell'attività di monitoraggio dell'ente gestore per garantire maggiore tutela del bene in oggetto.

A livello di *scelte operative*, si potrebbe puntare sulla:

- revisione dei criteri di accesso al sito definiti nel decreto istitutivo della Riserva;
- formulazione di nuovi vincoli e criteri cui si devono conformare il regolamento della riserva ed il piano di gestione, quest'ultimo mai formulato nonostante la legge quadro sulle aree protette lo renda obbligatorio per le riserve statali;
- definizione degli strumenti di pianificazione per il sito in un *master plan*, in grado di recepire le linee guida gestionali per l'habitat lagunare già formulate nell'ambito del progetto Life Natura 2002;
- programmazione multifunzionale dell'area, sul modello delle Saline di Cervia, condivisa da tutti gli attori coinvolti.

Dalla sintesi del quadro di Ostrom e del modello econometrico proposto emerge che l'affidamento della gestione amministrativa del sito alla Regione Lazio permetterebbe di rimuovere certi limiti dovuti all'incomunicabilità tra i diversi stakeholder, con decurtazione dei tempi di negoziazione. La possibilità di affidare la gestione amministrativa ad un altro ente, come espresso dagli stakeholder istituzionali, sebbene giuridicamente possibile (il Decreto Legislativo 112/98 renda possibile muoversi lungo tale direzione), è di difficile attuazione (il Ministero delle Politiche Agricole e Forestali dovrebbe riconoscere l'inefficacia delle attività di gestione promosse dal Corpo Forestale dello Stato) e non rimuoverebbe comunque la debolezza di un dialogo poco efficace tra le parti interessate, se non tramite un migliore impiego della Conferenza dei Servizi per coordinare le varie attività di programmazione, gestione, vigilanza e sorveglianza affidate al momento a altrettanti singoli soggetti. Non semplice appare, inoltre, la possibilità che si possa definire un Consorzio per la gestione di attività di sviluppo socio-economico compatibili con le esigenze di tutela della riserva, magari coordinato dallo stesso Comune di Tarquinia, in mancanza di una visione globale unitaria di sviluppo dell'area recepita in un *master plan*, condiviso da tutti i soggetti tenutari di responsabilità. Allo stato attuale, non è stato attivato nessun dialogo per modificare la forma di *governance* della Salina, ma si è provveduto a garantire l'opportunità a soggetti locali, che hanno interesse sull'area, ad operare mediante lo strumento della concessione. Si è così garantito il prolungamento della concessione di alcuni immobili del Borgo al Comune e di altri presenti all'interno del recinto fiscale all'Università della Tuscia, per completare la realizzazione di laboratori di ricerca genetica, ambientale e servizi di monitoraggio e produzione per finalità di *restocking* ittico attraverso il dedicato centro ittiogenico marino (CISMAR).

I risultati di tale ricerca rivelano come gli esperimenti di scelta si caratterizzino come un utile approccio per valutare alternative forme di *governance* anche nel settore della gestione delle aree protette. Sebbene nel caso considerato nessuna delle preferenze gestionali, così come emerse dal modello econometrico, abbia trovato concreta attuazione, è stato comunque interessante determinare l'importanza tra obiettivi confliggenti, come elemento chiave per sviluppare appropriate strategie gestionali. Questo non solo ha permesso di rendere più espliciti i *trade-off* tra modelli gestionali alternativi, ma anche di evidenziare punti di vista di diversi gruppi di interesse nella gestione della riserva, contribuendo a fare chiarezza e promuovere nuove capacità collaborative.

7. Ringraziamenti

Questo lavoro è stato realizzato nell'ambito del Dottorato di Ricerca in "Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche", XVIII ciclo, presso l'Università degli Studi della Tuscia, cofinanziato grazie al contributo del progetto LIFE NATURA 2002 "Recupero Ambientale della Riserva Naturale Saline di Tarquinia". Le considerazioni presentate sulla base del risultato del modello econometrico riflettono i punti di vista degli autori e non necessariamente possono collimare con le posizioni ufficiali degli stakeholder istituzionali intervistati.

Bibliografia

- Aas O., Haider W., Hunt L. (2000). Angler responses to potential harvest regulations in a Norwegian sport fishery: a conjoint-based choice modelling approach. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 940–950.
- Adamowicz W., Boxall P., Williams M., Louviere J. (1998). Stated preference approaches for measuring passive use values: choice experiments and contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics* 80: 64–75.
- Adamowicz W., Louviere J., Willis M. (1994). Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities, *Journal of environmental Economics and Management* 26: 271–292.
- Arrow K.J. (1951). *Social Choice and Individual Values*, Yale University Press.
- Boxall P.C., Adamowicz W.L., Swait J., Williams M., Louviere J. (1996). A comparison of stated preference methods for environmental valuation, *Ecological Economics* 18: 243–253.
- Bromley D. W. (1992). *Making the commons work: theory, practice and policy*, ICS Press, San Francisco.
- Carson R.T., Louviere J.J., Anderson D.A., Arabia P., Bunch D., Henisher D.A., Johnson R.M., Kuhfeld W.F., Steinberg D., Swait J., Timmermans H., Wiley J.B. (1994). Experimental analysis of choice. *Marketing Letters* 5 (4): 351–368.
- Castillo N.H., Pitfield D.E. (2002). Factors affecting the adoption of natural gas vehicles by UK road freight operators. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers. Municipal Engineer* 151 (1): 83–90.
- Cicin-Sain B., Knecht R. (1998). *Integrated coastal and ocean management*, Washington: Island Press.
- Davos CA. (1998). Sustaining co-operation for coastal sustainability, *Journal of Environmental Management*, 52, 379–387.
- Davos C.A., Lejano R.P. (2001). Analytical perspective of cooperative coastal management. *Journal of Environmental Management* 62: 123–130.
- De Montis A. (2001). *Analisi multicriteri e valutazioni per la pianificazione territoriale*. Metodologie e integrazione di ricerca, CUEC, University Press, Cagliari.
- Dolsak N., Ostrom E. (2003). The challenger of the Commons. In Dolsak N., Ostrom E. (a cura di): *The Commons in the New Millennium*, 3–34.
- Edwards V.M., Steins N. A. (1998). Developing of an analytical framework for multiple-use commons. *Journal of theoretical politics*, 10(3): 347–363.
- Eggert H., Olsson B. (2004). *Heterogeneous preference for marine amenities: a choice experiment applied to water quality*. No 126, Working Papers in Economics from University of Gothenburg, Department of Economics.
- Fabbri K.P. (1998). A methodology for supporting decision making in integrated coastal zone management. *Ocean and Coastal Management*, 39: 51–62.
- Garrod G., Willis K.G. (1999). *Economic valuation of the environment*, Edward Elgar UK.
- Green P.E., Srinivasan, V. (1990). Conjoint analysis in marketing: new developments with implications for research and practice. *Journal of Marketing* (October): 3–19.
- Green P.E., Tull D.S., Albaum G. (1988). *Research for Marketing Decisions*, 5th Ed. Prentice-Hall International, Inc., London.
- Green P.E., Srinivasan V. (1978). Conjoint analysis in consumer research: issues and outlook. *Journal of Consumer Research*, 5: 103–123.
- Hauser J. R., Rao V. R. (2002). Conjoint analysis, related modeling and applications, In Wind J., (a cura di), *Advances in Marketing Research: Progress and Prospects*, disponibile su: <http://210.60.9.5/course/2004/fall/evolutionaryComputation.jsp>, sito consultato nel marzo 2005.
- Howley P., Donoghue C.O., Hynes S. (2012). Exploring public preferences for traditional farming landscapes. *Landscape and Urban Planning* 104: 66–74.
- Hynes S., Campbell D., Howley P. (2011). A Choice Experiment versus a Contingent Valuation approach to Agri-Environmental Policy Valuation. *Working Paper No. 0173 July 2011* - Department of Economics. National University of Ireland, Galway.

- Lancaster K. (1966). A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, 74: 132–57.
- Livington M. L. (1987). Evaluating the performance of Environmental policy: contributions of neo-classical, public choice and institutional model. *Journal of economic issues*, 21(1): 281-294.
- Louviere J. (1988). Conjoint analysis modelling of stated preferences. *Journal of transport economics and policy*: 93-119.
- Martino S. (2006). Analisi politico-economica per la determinazione di nuove strategie istituzionali e gestionali per la fascia costiera: l'implementazione di un modello di scelta delle preferenze per la Salina di Tarquinia. Tesi di Dottorato di Ricerca in Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche, XVIII ciclo, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo. Disponibile su <http://dspace.unitus.it/handle/2067/64>.
- Masero J.A. (2003). Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving water birds: Salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1157-1173.
- Mc Fadden N. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour. In: P. Zarembka (Hrsg.): *Frontiers in Econometrics*. Academic Press, New York 1974, 105-142.
- Natter M., Feurstein M. (2001). Real world performance of choice based conjoint models. *European Journal of Operational Research* 137: 448– 458.
- Oakerson, R.J. (1992). Analysing the common: a framework, In Bromley D.W. (a cura di), *Making the common work. Theory practice and policy* 41-59, San Francisco ICS Press.
- Ostrom E. (1990). *Governing the commons, institutional arrangement*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Paracuellos et al. (2002). Repercussions of the Abandonment of Mediterranean Salt pans on Waterbird Communities. *Waterbirds*, 25 (4): 492-498.
- Rudd M.A. (2004). An institutional framework for designing and monitoring ecosystem-based fisheries management policy experiments, *Ecological Economics* 48: 109-124.
- Rufino R., Andrej S., Hjalmar D. (2002). *Ecological Management Plans - Its use in areas with Salinas. An overview of constraints and specificities*. disponibile sul sito www.alas.org
- Sali G. (2003). La valutazione delle preferenze mediante esperimenti di scelta: il contenuto ambientale dei prodotti agro-alimentari, *Rivista di economia agraria*, anno LVIII, n. 4 dicembre 2003: 553-575.
- Scarpa R., Tiene M. (2003). La stima della probabilità di scelta di siti ricreativi alternativi, *Rivista di economia agraria*, anno LVIII, n.4, dicembre 2003: 363-399.
- So Ying, Kuhfeld Warren F. (2004). *Multinomial Logit Models*, disponibile su <http://support.sas.com/techsup/technote/ts722g.pdf>, sito consultato nel Novembre 2004.
- Sorensen J., Mc Creary S. (1990). *Institutional arrangements for managing coastal resource and environments*, National Park Service, US Department of the Interior & USAID.
- Tait P. R., Baskaran R. (2011). Incorporating local water quality in welfare measures of agri-environmental policy: a choice modelling approach employing GIS, New Zealand Agricultural and Resource Economics Society. European Association of Agricultural Economists 2011 International Congress, August 30-September 2, 2011, Zurich, Switzerland
- Train K.E. (1998). Recreation Demand Models with Taste Differences across People, *Land Economics* 74 (2): 230-35.
- Venzi L., et al. (2000). *Effetti ambientali ed economici dalla dismissione della produzione di sale alla Salina di Tarquinia*. Working paper. Dipartimento di Economia Agroforestale e dell'Ambiente Rurale, Università degli Studi della Tuscia.
- Wattage P., Glenn H., Mardle S., Van Rensburg T., Grehan A., Foley N. (2011). Economic value of conserving deep-sea corals in Irish waters: A choice experiment study on marine protected areas. *Fisheries Research* 107 (1-3): 59–67.