

Modelli matematici e politiche per la gestione della pesca¹

2.1. Le basi della bioeconomia matematica

Nel presente capitolo vengono descritti alcuni modelli matematici che, a partire dagli anni '50, sono stati sempre più utilizzati per fornire un valido supporto alle decisioni sulla gestione sostenibile delle risorse naturali. Questi modelli forniscono un'efficace e rigorosa formulazione dei problemi concernenti lo sfruttamento controllato delle risorse ittiche, e in alcuni casi permettono anche di ottenere importanti suggerimenti sulle politiche da intraprendere (e quelle da evitare) per regolamentare l'attività della pesca commerciale.

Come è stato evidenziato capitolo 1, si parla di sfruttamento *sostenibile* di una *risorsa rinnovabile* quando il suo prelievo avviene in modo da non comprometterne la capacità di rigenerarsi, permettendo così di tramandare intatta la risorsa alle generazioni successive. Quindi il problema della regolamentazione della pesca commerciale non è solo un problema economico, ma soprattutto un problema etico, biologico e sociale. Infatti, uno sfruttamento eccessivo può condurre a situazioni di inefficienza, sia biologica che economica, o addirittura provocare alterazioni irreversibili (al limite anche l'estinzione) della risorsa stessa. Purtroppo, la realtà ci mostra chiaramente che uno sfruttamento non sostenibile delle risorse naturali costituisce più una regola che un'eccezione. Spesso gli agenti economici che sfruttano una risorsa rinnovabile sono consapevoli di ciò, ma non riescono a trovare un compromesso fra le esigenze di sostenibilità e di guadagno. Uno dei problemi che stanno alla base di simili difficoltà è costituito dal fatto che spesso gli agenti economici sono alla ricerca di profitti immediati, mentre la sostenibilità si basa su una logica di lungo periodo. Un secondo problema, forse ancor più importante, risiede nel fatto che molte risorse naturali sono risorse comuni, o condivise. Di conseguenza ciascun agente ritiene trascurabile il proprio prelievo rispetto al prelievo totale, e quindi reputa influente il proprio impegno a mantenere un atteggiamento conservativo se tale atteggiamento non è condiviso anche da tutti gli altri agenti che sfruttano la medesima risorsa. In altre parole, anche se un agente economico fosse consapevole della necessità di adottare politiche di sfruttamento moderato della risorsa, l'assenza di garanzie che anche gli altri facciano altrettanto lo porterà a cercare il massimo per sé nell'immediato. Poiché lo stesso ragionamento si estende a tutti gli agenti, questo condurrà inevitabilmente a una situazione di *sovrasfruttamento* e, quindi, di inefficienza. Una simile situazione, che dopo l'articolo di Hardin (1968) viene spesso chiamata «*the tragedy of the commons*», è in netto contrasto col principio economico della «mano invisibile» enunciato da Adam Smith, secondo il quale se ciascun agente economico persegue l'ottimo individuale automaticamente si otterrà anche l'ottimo per la collettività.

Queste difficoltà dimostrano che il problema dello sfruttamento sostenibile delle risorse naturali richiede un'attenta analisi, che deve essere basata su un approccio fortemente interdisciplinare, dove si combinano competenze economiche, biologiche, giuridiche e sociali. La complessità e la non linearità delle interazioni fra queste componenti hanno suggerito che un approccio proficuo può scaturire dall'utilizzo di *modelli matematici*,

¹ Gian Italo Bischi, Istituto di Scienze Economiche, Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo"
Fabio Lamantia, Dipartimento OAAP, Università della Calabria
Lucia Sbragia, Istituto di Scienze Economiche, Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo"

attraverso la *teoria matematica dei sistemi dinamici* (dato che si tratta di sistemi che evolvono nel tempo) e la *teoria matematica dei giochi* (dato che si tratta di sistemi con interazione strategica fra gli agenti economici e sociali). Questo permette di ottenere una descrizione schematica dei meccanismi evolutivi della risorsa e delle possibili politiche di gestione (si veda ad esempio Rosser, 2001, Sumaila, 1999).

In questo contesto è doveroso menzionare il lavoro pionieristico del canadese Scott Gordon (1954), il quale, utilizzando semplici equazioni e argomentazioni matematiche, dimostrò che il libero accesso a una risorsa naturale di proprietà comune sarebbe inevitabilmente sfociato, in assenza di politiche di regolamentazione, in un eccessivo sfruttamento della risorsa, provocando una forte inefficienza economica e biologica.

Nonostante la semplicità dei modelli proposti da Gordon, i risultati ottenuti ebbero un forte impatto sulle decisioni politiche di gestione della pesca, e aprirono la strada a una lunga serie di contributi, che hanno portato a modelli via via più completi e all'utilizzo di strumenti matematici sempre più sofisticati. Questi sviluppi hanno trovato una sintesi e una sistemazione nella monografia di un altro canadese, Colin W. Clark, del 1976 (si veda anche la seconda edizione, notevolmente ampliata, del 1990).

Il crescente interesse per la «*mathematical bioeconomics*», come è stata chiamata questa disciplina dopo la monografia di Clark, è stato favorito anche dal contemporaneo sviluppo dei metodi matematici per l'*analisi qualitativa dei sistemi dinamici non lineari* (per un'esposizione divulgativa dei concetti e metodi della teoria dei sistemi dinamici si veda Bischi, Carini, Gardini e Tenti, 2004). Tali modelli devono tenere conto di diverse componenti, di natura biologica, economica, giuridica e sociale, e nel contempo conservare una certa semplicità ed eleganza formale, per poter estrarre da essi informazioni comprensibili e sufficientemente generali. Il contrasto fra queste due opposte esigenze non ha mancato di sollevare critiche e perplessità, e alcuni sostengono che il fatto che i modelli matematici abbiano avuto tanto successo in fisica e ingegneria non implica che siano altrettanto utili anche in campi tradizionalmente considerati meno adatti a un simile approccio, quali l'economia, la biologia, il diritto, la sociologia. Simili dubbi derivano dalla consapevolezza che tali sistemi sono caratterizzati da complesse interconnessioni, e sono influenzati da tanti fattori imprevedibili e difficilmente misurabili, che ne rendono talvolta problematica la riduzione a semplici schemi matematici.

Eppure, anche in queste discipline, un numero sempre maggiore di problemi viene oggi descritto in termini di modelli matematici. Da una parte, l'utilizzo del computer ha permesso di analizzare modelli con numerose e complesse equazioni, e, quindi, in grado di tenere conto di un numero molto elevato di dettagli significativi. Questo è l'approccio dei modelli di simulazione, utili nell'analisi di particolari sistemi, ma poco adatti a fornire informazioni generali. Inoltre il loro utilizzo, per forza limitato a risoluzioni numeriche, è spesso ostacolato dal fatto che raramente esistono in tali discipline dati sufficientemente precisi da permettere una stima rigorosa dei parametri contenuti nei modelli, e ciò rende difficile un loro impiego per ottenere previsioni *quantitative* dell'evoluzione futura dei sistemi studiati. L'alternativa è di introdurre drastiche approssimazioni, trascurando tanti dettagli, per conservare nel modello solo gli elementi ritenuti più significativi. I modelli così ottenuti, pur apparendo come caricature del sistema reale, permettono un'analisi qualitativa delle loro proprietà anche attraverso metodi analitici, consentendo di ottenere conclusioni di validità più generale. Questo è il modo di procedere della Fisica di Galileo e Newton: si pensi ai corpi puntiformi, ai pendoli con fili inestensibili e privi di massa, ai moti senza attrito e ai gas perfetti. Nella costruzione di tali modelli si parte dal più semplice possibile per poi introdurre un

fattore di complessità per volta. Questo modo di procedere permette di capire quali sono gli effetti, sul comportamento del sistema, determinati da ogni particolare elemento rappresentato nel modello, suggerendo anche quali fattori, e sotto quali ipotesi, possono essere trascurati senza che questo alteri troppo i risultati. Modelli di questo tipo vanno quindi apprezzati per la loro capacità di fornire informazioni *qualitative e generali* su ampie classi di sistemi, piuttosto che per la loro precisione o per la descrizione quantitativa del comportamento di particolari sistemi (per un approfondimento si vedano Smith, 1975, Clark, 1990, Bischi, 1993).

Nella formulazione di modelli matematici per descrivere lo sfruttamento di risorse naturali condivise, occorre tenere conto di diverse cause di interdipendenza strategica fra gli agenti che hanno accesso alla stessa risorsa. Innanzi tutto occorre tenere conto di *esternalità biologiche*, in quanto un eccessivo sfruttamento da parte di un agente può avere conseguenze negative sulla capacità di rigenerarsi della risorsa, e, quindi, ripercussioni negative sull'intero sistema. Inoltre si hanno *esternalità di mercato*, legate al fatto che i prezzi si abbassano quando aumenta il prelievo della risorsa. Nei modelli per lo sfruttamento della pesca esistono anche *esternalità di costo*, dovute al fatto che quando la risorsa diventa scarsa crescono i costi unitari per il prelievo. La presenza di queste esternalità negative può costituire una forma di controllo, legata a forze di mercato, in quanto un aumento nell'intensità di sfruttamento può portare a minori profitti complessivi, o per l'abbassarsi dei prezzi o per l'aumentare dei costi. Tuttavia, nello sfruttamento delle risorse di proprietà comune, questi meccanismi endogeni di autocontrollo non sono sufficienti a garantirne una gestione sostenibile, in quanto spesso gli interessi individuali risultano essere in conflitto con gli interessi della collettività. Per questo motivo molti autori suggeriscono che qualche autorità centrale dovrebbe imporre forme di regolamentazione per evitare l'impoverimento (talvolta irreversibile) delle risorse naturali. Queste misure possono includere restrizioni al prelievo della risorsa, forme di tassazione, incentivi alla cooperazione (si veda ad esempio Clark, 1980). Comunque, la complessità delle interazioni ecologiche, economiche e sociali che caratterizzano il problema della corretta gestione delle risorse naturali rende molto difficile il compito di coloro che devono decidere le misure da adottare.

2.2. Un modello dinamico che descrive lo sfruttamento di una popolazione naturale

Il più semplice *modello dinamico* per descrivere l'andamento nel tempo della quantità di una data risorsa rinnovabile è basato sull'equazione

$$X(t+1) = F(X(t)) = X(t) + RX(t) - H(t) \quad (1)$$

dove t rappresenta il tempo, che si suppone scandito a intervalli (o periodi) discreti la cui durata viene stabilita in base alle caratteristiche del sistema considerato (giorni, mesi, stagioni, anni); $X(t)$ rappresenta una misura della risorsa disponibile (ad esempio la densità o lo stock di pesce in una data regione); R rappresenta la *crescita specifica*, cioè il tasso di crescita nell'unità di tempo per unità di popolazione; $H(t)$ rappresenta la quantità di risorsa rimossa nell'unità di tempo (nel caso di risorse ittiche rappresenta il prelievo effettuato attraverso la pesca).

La funzione F , che rappresenta la legge di evoluzione temporale, permette di calcolare, sulla base della quantità di risorsa presente al tempo t , la quantità che sarà presente nel periodo successivo, $t+1$. Essa afferma semplicemente che la quantità presente nel periodo $t + 1$ è data da quella presente nel periodo precedente accresciuta della quota ottenuta mediante la crescita naturale e diminuita della quota prelevata.

Quindi la legge di evoluzione (1) tiene conto sia delle caratteristiche biologiche e dell'ambiente, attraverso il fattore R , sia delle decisioni degli agenti, inglobate nella funzione H , mediante le quali vengono stabilite le quote da prelevare. Tali decisioni vengono di solito prese tenendo conto di considerazioni economiche (massimizzazione dei profitti) nel rispetto dei vincoli imposti dalla legislazione corrente.

Si noti che, in base all'equazione (1), la popolazione si trova in uno stato stazionario (o di equilibrio) in corrispondenza dei valori di X tali che $X(t+1) = X(t)$, ovvero $RX(t) = H(t)$. Questa equazione, detta *condizione di equilibrio*, afferma che il livello di popolazione rimane costante nel tempo se e solo se la crescita netta nell'unità di tempo risulta uguale alla quantità rimossa nell'unità di tempo. Ovviamente, se nel periodo t si verifica $RX(t) > H(t)$ allora la popolazione crescerà nel periodo successivo, cioè avremo $X(t+1) > X(t)$, mentre se $RX(t) < H(t)$ allora la popolazione diminuirà nel periodo successivo, cioè avremo $X(t+1) < X(t)$.

In letteratura vengono anche proposti modelli in cui il tempo viene rappresentato mediante una variabile continua, nel qual caso la crescita periodale $X(t+1) - X(t)$ viene sostituita con la crescita istantanea, rappresentata dalla derivata dX/dt (si veda, ad esempio, Bischi, 1993). In questo contesto preferiamo limitarci alla descrizione di modelli a tempo discreto che, pur fornendo risultati molto simili, risultano più semplici da analizzare e tengono conto del fatto che le decisioni prese dagli agenti economici non possono essere modificate ad ogni istante (per un confronto fra i due approcci si veda, ad esempio, Clark, 1990).

2.3. Dinamica di una popolazione non sfruttata

Se $H(t) = 0$, cioè in assenza di prelievo, l'equazione (1) descrive la dinamica naturale della risorsa, che dipende essenzialmente dalle proprietà biologiche della popolazione considerata e dalle caratteristiche dell'ambiente in cui vive. Per ottenere tale equazione partiamo dall'ipotesi che in ogni anno si riproduca una certa frazione α di individui della popolazione, dando luogo alla comparsa di αX nuovi individui nel periodo successivo, e che una certa frazione, diciamo m , muoia, e quindi un numero di individui pari a mX andrà sottratta. Si ottiene così la seguente legge di evoluzione :

$$X(t+1) = X(t) + \alpha X(t) - mX(t) = (1 + \alpha - m) X(t) \quad (2)$$

dove $R = \alpha - m$ rappresenta il tasso di crescita specifico della popolazione.

Questa legge, o modello di evoluzione, si presenta nella forma $X(t+1) = a X(t)$, detta *lineare*. Essa rappresenta una *progressione geometrica* di ragione a , cioè :

$$X(1) = aX(0); X(2) = aX(1) = a^2X(0), \dots, X(t) = a^t X(0) \dots$$

Se $\alpha < m$, quindi $a < 1$, allora si ha convergenza a zero (estinzione nel lungo periodo) con rapidità esponenziale. Nel caso particolare $\alpha = m$ la popolazione si mantiene su un valore costante, pari alla popolazione iniziale. Invece, se $\alpha > m$, ovvero $a > 1$, l'equazione (2) prevede una crescita esponenziale della popolazione. Questo costituisce uno dei principi di base dell'ecologia, secondo il quale una popolazione, in un ambiente caratterizzato da quantità praticamente illimitate di risorse vitali e spazio disponibile, si riproduce a un tasso direttamente proporzionale al numero di individui presenti. Ovviamente, la crescita illimitata prevista da tale modello non può realizzarsi in un ambiente finito, e quindi il modello (2) può eventualmente essere considerato come

un'approssimazione della legge di crescita di una popolazione nella fase iniziale, quando la popolazione è poco numerosa rispetto alle possibilità di spazio e cibo offerte dall'ambiente in cui si trova. Si fa allora l'ipotesi che il tasso di mortalità m non sia costante, ma aumenti al crescere della numerosità della popolazione, ad esempio $m = \beta X$. Questo può essere interpretato come un effetto del sovraffollamento, che provoca carenza di cibo e spazio vitale.

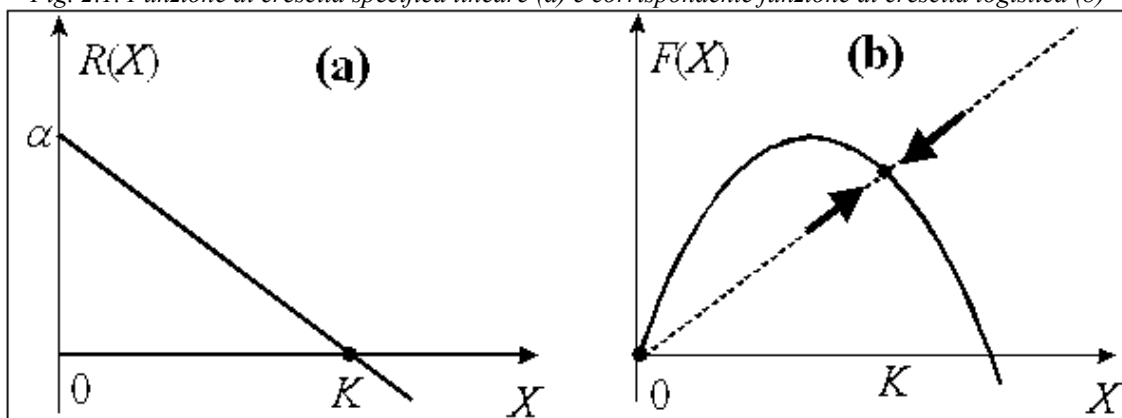
Con questa ipotesi, il tasso specifico di crescita diventa $R = \alpha - \beta X$, il cui grafico è una retta (fig. 2.1a). Il punto in cui R si annulla, dato da $K = \alpha/\beta$, rappresenta un punto di equilibrio, in quanto è caratterizzato da crescita nulla, ed è chiamato *capacità portante*. Il modello (2) diventa allora non lineare:

$$X(t+1) = F(X(t)) = (1 + \alpha) X(t) - \beta X(t)^2 \quad (3)$$

Il grafico della funzione $F(X)$ è una parabola (fig. 2.1.b) che interseca l'asse delle ascisse nei punti $X = 0$ e $X = (1 + \alpha)/\beta$. I punti di intersezione con la bisettrice, caratterizzati dall'equazione $F(X) = X$, ovvero $X(t+1) = X(t)$, rappresentano gli equilibri del sistema dinamico, e sono dati da $X = 0$ e $X = K$. Il primo corrisponde all'*equilibrio di estinzione* (o non esistenza) della specie e il secondo alla capacità portante.

Dalla definizione di equilibrio segue che se il sistema si trova, ad un certo istante, in uno di questi punti, lì resterà anche nei periodi successivi. Ma i due equilibri si comportano diversamente se modifichiamo leggermente il valore della popolazione rispetto al valore di equilibrio: nel caso di $X=0$ un piccolo incremento della risorsa sarà amplificato, e quindi i successivi valori $X(t)$ si allontanano definitivamente dall'equilibrio originario; nel caso dell'equilibrio $X = K$ le forze endogene del sistema tenderanno a smorzare ogni piccolo spostamento, e riportano il valore di $X(t)$ all'equilibrio originario, essendo $F(X) > X$ a sinistra di $X = K$ e $F(X) < X$ a destra (si vedano le frecce sulla figura 2.1.b). E' per questo che la capacità portante viene considerata il valore di equilibrio "naturale" della specie nel proprio habitat.

Fig. 2.1. Funzione di crescita specifica lineare (a) e corrispondente funzione di crescita logistica (b)

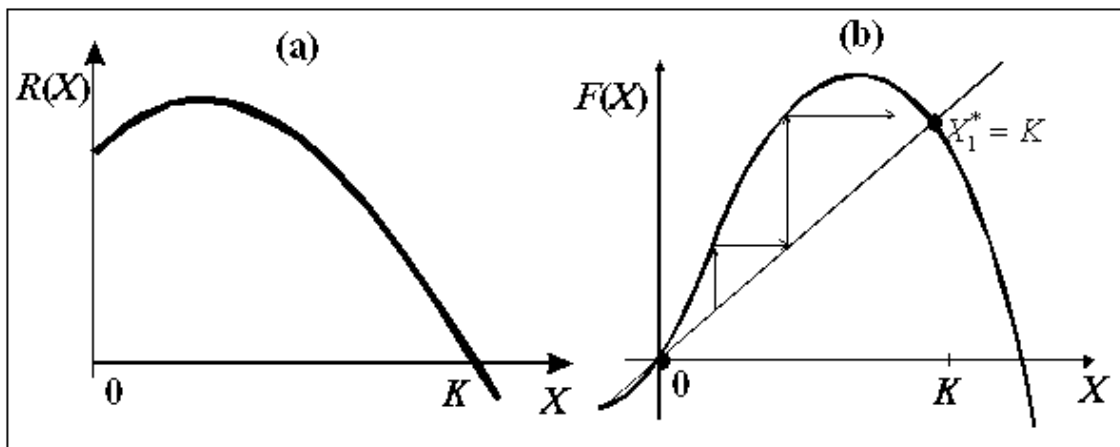


L'instabilità dell'equilibrio di estinzione ci porta ad affermare che se per un qualunque motivo la popolazione venisse ridotta a poche unità, la sua capacità riproduttiva le consentirebbe, dopo un certo numero di periodi, di tornare all'equilibrio naturale, cioè al valore di capacità portante. Questa caratteristica delle popolazioni ittiche ha portato alcuni a ritenere che non ci fossero problemi di sostenibilità dell'attività di pesca. Per

mostrare quanto questa opinione fosse radicata negli ambienti scientifici del suo tempo, Gordon (1954) racconta che la «Fishery Research Board» del Canada ordinò, nel 1939, di gettare forti dosi di veleno nell'acqua di un lago. Nonostante ogni forma di vita sembrasse scomparsa, solo due anni dopo si stimò la presenza di circa novanta mila pesci nel lago. Evidentemente bastarono pochi sopravvissuti per rigenerare la popolazione ittica. Ma i dati che venivano registrati in zone in cui si praticava la pesca intensiva portavano a conclusioni ben diverse circa la capacità di sopravvivenza delle popolazioni ittiche, e questo provocò un acceso dibattito sulla necessità di regolamentare l'attività della pesca. Nei prossimi paragrafi si vedrà come i modelli matematici possano fornirci indicazioni su questo tema.

Prima di proseguire è utile fare alcune considerazioni sulla funzione di crescita, che dipende dal tipo di specie considerata, sebbene alcune sue caratteristiche siano comuni a tutte le specie: parte da un valore positivo $r = R(0)$, detto *tasso intrinseco di crescita*, e si annulla per un valore $K > 0$, cioè $R(K)=0$, in corrispondenza del quale si ha il valore di equilibrio naturale. Se tale funzione è continua e decrescente, anche se non lineare, le principali conclusioni descritte sopra restano sostanzialmente inalterate, essendo la funzione $F(X) = X (1 + R(X))$ unimodale e concava, quindi molto simile alla parabola descritta sopra. Nuovi fenomeni dinamici si possono invece osservare nei casi, frequenti in natura, di specie caratterizzate da una funzione di crescita specifica $R(x)$ che risulta essere massima in corrispondenza di un valore intermedio della popolazione, come nell'esempio mostrato in fig. 2.2a. In questi casi si parla di crescita con *depensazione*, caratteristica delle specie che vivono in branchi, e il valore della popolazione in cui la funzione R raggiunge il massimo rappresenta la dimensione ottimale del branco. La corrispondente funzione $F(X) = X (1 + R(X))$ risulta avere un grafico con la forma indicata in fig. 2.2b, caratterizzata da un unico massimo (ovvero unimodale) ma non più concava, in quanto è convessa per piccoli valori di X e presenta un punto di flesso, in cui il grafico passa da convesso a concavo, al crescere di X . Per quanto riguarda i punti di equilibrio e la loro stabilità, notiamo che nella situazione rappresentata in fig. 2.2b si hanno due punti di equilibrio, $X = 0$ e $X = K > 0$, *equilibrio di estinzione* e *capacità portante* rispettivamente, e non si hanno sostanziali differenze rispetto a quanto detto per una F unimodale concava (come la parabola). Però, come vedremo nei prossimi paragrafi, la presenza del cambio di concavità può avere importanti conseguenze in presenza di prelievo.

Fig. 2.2. Funzione di crescita specifica con depensazione (a) e corrispondente funzione di crescita (b)



2.4. Sfruttamento controllato di risorse ittiche

Si consideri ora l'equazione (1) con $H(t) > 0$, dove $H(t)$ rappresenta la parte di risorsa che viene rimossa nell'unità di tempo attraverso l'attività di pesca. In questo caso la condizione di equilibrio diventa $F(x(t)) = H(t)$. La funzione $H(t)$ può assumere varie forme, che possono essere imposte da un'autorità per il controllo dell'attività di pesca oppure decise dagli operatori stessi sulla base di problemi di ottimizzazione, ad esempio massimizzazione di profitti individuali o di gruppo.

2.4.1 Prelievo con quote costanti

La più semplice politica di prelievo controllato consiste nell'imporre una quota fissa prelevabile nell'unità di tempo, e ciò può essere modellizzato ponendo $H(t)$ uguale a un valore costante, diciamo h . Utilizzando la funzione di crescita (3), il modello (1) diventa:

$$X(t+1) = F(X(t)) = X(t) (1 + \alpha - \beta X(t)) - h \quad (4)$$

Il grafico del secondo membro della (4) è ancora una parabola (fig. 2.3a), traslata di h unità verso il basso rispetto a quella mostrata in fig. 2.1b. Risolvendo l'equazione di equilibrio $F(X) = X$, ovvero $X^2 - \alpha X + h = 0$, si hanno due soluzioni:

$$X_h = \frac{r - \sqrt{\alpha^2 - 4h\beta}}{2\beta} \quad \text{e} \quad K_h = \frac{r + \sqrt{\alpha^2 - 4h\beta}}{2\beta}$$

che sono reali e positive se $h < \alpha^2 / (4\beta)$. Quindi, se la quota prelevata h non è troppo elevata, abbiamo due equilibri: X_h , instabile, e K_h , stabile (fig. 2.3a).

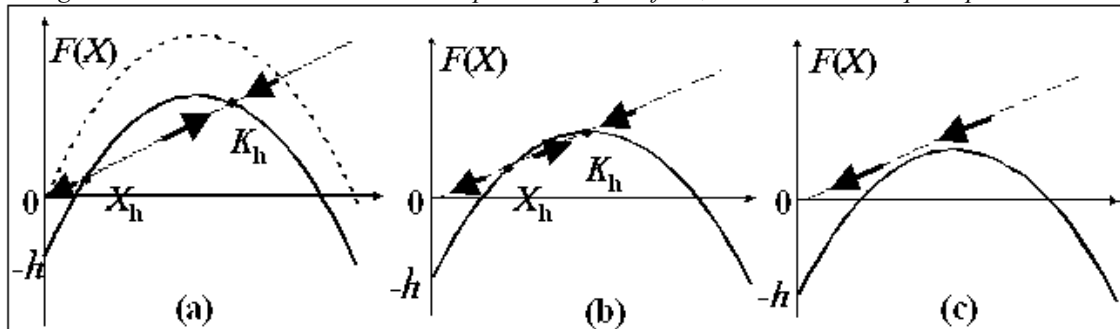
Il fatto che l'equilibrio X_h sia instabile può essere dedotto dal seguente ragionamento: se in un certo periodo t il valore dello stock, $X(t)$, viene a trovarsi in un intorno destro di X_h , cioè $X(t)$ è leggermente superiore a X_h , allora nel periodo successivo si allontanerà ulteriormente poiché risulterà $X(t+1) > X(t)$ essendo $F(X) > X$ a destra di X_h ; se viene a trovarsi in un intorno sinistro, cioè $X(t)$ è leggermente inferiore rispetto a X_h , allora nel periodo successivo si allontanerà ulteriormente poiché risulterà $X(t+1) < X(t)$ essendo $F(X) < X$ a sinistra di X_h (si vedano le frecce in fig. 2.3). L'equilibrio instabile X_h rappresenta quindi un valore di soglia, tale che se il valore $X(t)$ dello stock diventa a un certo istante minore di X_h (ad esempio a causa di una mortalità imprevista o a causa di un prelievo non autorizzato) la dinamica successiva del sistema porterà verso valori negativi, ovvero verso l'estinzione in un tempo finito, mentre se uno shock esterno, pur facendo diminuire lo stock, lo mantiene al di sopra del valore di X_h , il sistema evolverà poi spontaneamente verso l'equilibrio stabile K_h . Per questo l'equilibrio instabile viene anche detto *soglia di sopravvivenza*.

Si può anche notare che $K_h < K$, dove $K = \alpha/\beta$ è la capacità portante della popolazione. In altre parole, in presenza di prelievo il valore di equilibrio stabile della popolazione è inferiore a quello che si avrebbe in assenza di prelievo, cosa piuttosto ovvia. Entrambi i valori di equilibrio dipendono dalla quota h , e al crescere di h si avvicinano tra loro: X_h aumenta e K_h diminuisce. Quindi, aumentando la quota prelevata nell'unità di tempo, il valore di equilibrio della specie diminuisce e la soglia di sopravvivenza aumenta. Pertanto, il sistema diventa più vulnerabile (fig. 2.3b). Quando il parametro h raggiunge il valore $h = \alpha^2/4\beta$ i due punti di equilibrio si sovrappongono e la parabola diventa in

essi tangente alla bisettrice. Un ulteriore aumento di quota h porterà alla scomparsa degli equilibri (fig. 2.3c). Quindi, se la quota h supera il valore $n^2/4s$, detto valore di biforcazione, l'unica evoluzione possibile è quella che conduce all'estinzione.

Concludendo, l'analisi di questo semplice modello ci dice che la popolazione sfruttata commercialmente col metodo delle quote fisse si assesta su un valore di equilibrio stabile, con una densità inferiore alla capacità portante della popolazione non sfruttata, a patto che la biomassa X non scenda al di sotto di una certa soglia X_h o che la quota h non superi il valore di biforcazione.

Fig. 2.3. Funzioni di crescita nel caso di prelievo a quote fisse, al crescere della quota prelevata h



2.4.2 Prelievo con sforzo costante

Si consideri ora il caso in cui venga imposto uno sforzo costante, dove col termine *sforzo nella pesca* (“fishing effort”) si intende un parametro E che dipende dal numero dei pescherecci e dal tempo dedicato all’attività della pesca. Il prelievo a sforzo costante risulterà proporzionale allo stock di pesce presente nel bacino considerato

$$H(t) = q E X(t), \quad (5)$$

dove E è lo *sforzo nella pesca*, e il parametro q , detto *coefficiente tecnologico*, tiene conto del grado di sofisticazione delle tecnologie utilizzate. Con questo tipo di prelievo, e la funzione di crescita (3), il modello (1) diventa:

$$X(t+1) = F(X(t)) = X(t) (1 + \alpha - qE - \beta X(t)) \quad (6)$$

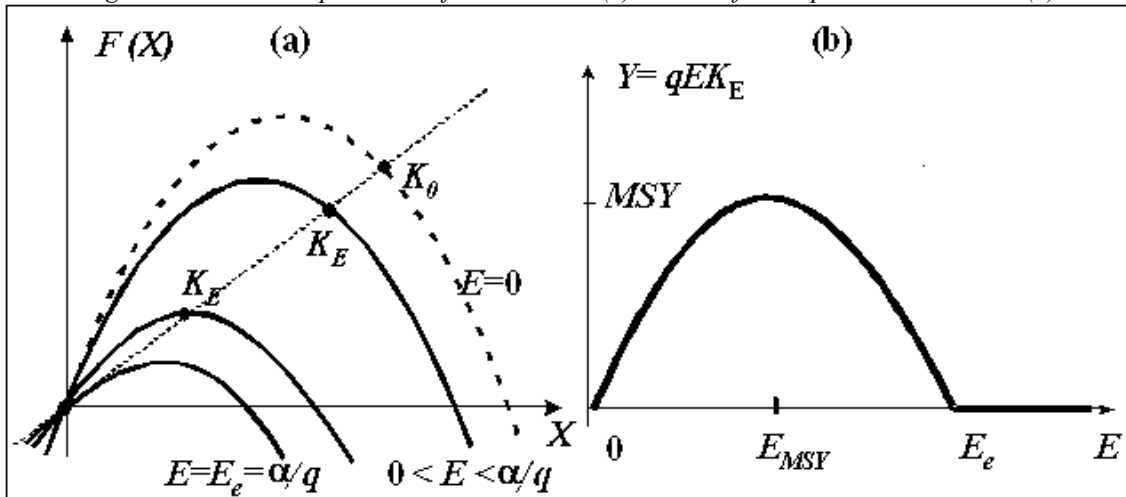
Il grafico della funzione $F(X)$ è quello di una parabola che passa per l'origine degli assi e ha come asse di simmetria la retta $X = (1 + \alpha - qE)/(2 \beta)$. Dall'equazione $F(X) = X$ si ottengono due equilibri : $X_0 = 0$; $K_E = (\alpha - qE) / \beta$.

Supponiamo ora che la popolazione non sfruttata sia all'equilibrio stabile corrispondente alla capacità portante $K = K_0 = \alpha / \beta$ (equilibrio con $E = 0$, cioè in assenza di prelievo, si veda la curva tratteggiata in fig. 2.4a) e immaginiamo di aumentare gradualmente lo sforzo nella pesca. Finché $qE < \alpha$, l'equilibrio K_E si conserva positivo e stabile, e allo stesso tempo l'equilibrio di estinzione $X_0 = 0$ risulta essere instabile. Comunque, al crescere dello sforzo E il valore dell'equilibrio positivo diminuisce, essendo K_E una funzione decrescente dello sforzo E (si vedano le parabole via via più basse in fig. 2.4a). Se lo sforzo E , o il livello di tecnologia utilizzato q , vengono aumentati fino a raggiungere il valore $qE = \alpha$, i due equilibri si sovrappongono e un'ulteriore aumento provocherà una biforcazione in cui l'equilibrio K_E diventa instabile e negativo, e l'equilibrio di estinzione X_0 diventa attrattivo. Questo significa che se qE supera il

parametro α , che rappresenta il tasso di natalità della specie considerata, l'unica evoluzione possibile nel lungo periodo porta all'estinzione della risorsa.

E' interessante riportare su un grafico la produzione di lungo periodo $Y = qE K_E$, detta anche *produzione sostenibile* ("sustainable yield") in funzione dello sforzo applicato E . Se $E < \alpha/q$ allora si ha $Y = qE(\alpha - qE)/\beta$, mentre per $E > \alpha/q$ si ha $Y = 0$. Si ottiene quindi un grafico come quello mostrato in fig. 2.4b. La massima produzione Y si ottiene per $E = \alpha/(2q)$.

Fig. 2.4. Modello con prelievo a sforzo costante (a) e curva sforzo-prelievo sostenibile (b)

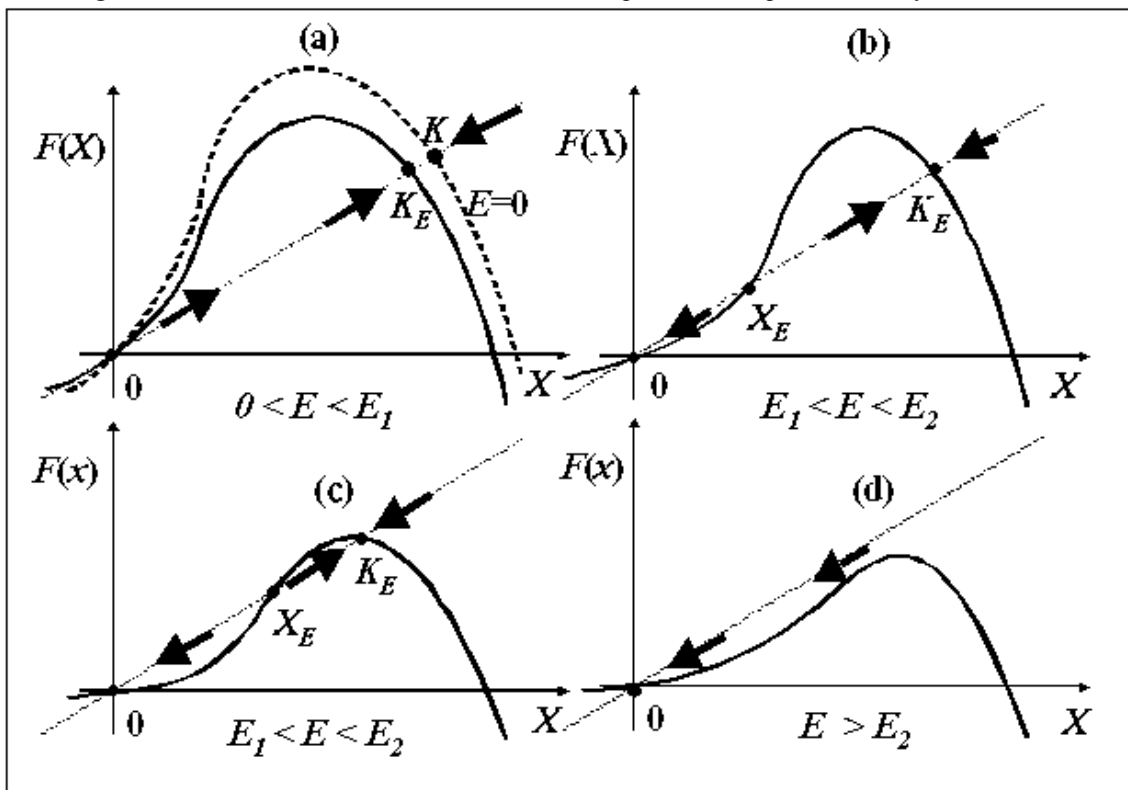


Da questo grafico si può dedurre un' importante proprietà che distingue una produzione basata su risorse rinnovabili : in base alla (5) uno sforzo maggiore implica una maggiore produzione nell'immediato (ovvero nel breve periodo), ma se si considera il sistema nel lungo periodo, cioè una volta raggiunto l'equilibrio, si vede che a un impegno maggiore può corrispondere una minore produzione se $E > \alpha/(2q)$, addirittura nulla se $E > \alpha/q$. Questa situazione deriva dal fatto che un prelievo eccessivo provoca una riduzione della popolazione sfruttata che, nel lungo periodo, porta a un minor rendimento dell'attività della pesca. La massima produzione che può essere mantenuta nel lungo periodo è detta *massima produzione sostenibile* (in inglese "Maximum Sustainable Yield", abbreviato come MSY) e il corrispondente sforzo è indicato col simbolo E_{MSY} in fig. 2.4b. Una situazione con $E > E_{MSY}$ viene detta di *sovrasfruttamento* ("overfishing").

La questione si complica ulteriormente se consideriamo una popolazione ittica caratterizzata da crescita con *depensazione*. In questo caso la funzione F presenta un cambio di concavità, e in assenza di sforzo nella pesca non si hanno grandi conseguenze (si veda fig. 2.2b, oppure la curva tratteggiata in fig. 2.5a). Ma per valori superiori dello sforzo si ha la comparsa di un nuovo punto di equilibrio, diciamo X_E , che va a collocarsi fra l'equilibrio di estinzione e la capacità portante K_E , ovvero $0 < X_E < K_E$ (fig. 2.5b). Il punto di equilibrio X_E risulta essere instabile, e costituisce uno spartiacque fra i valori dello stock che generano evoluzioni successive del sistema verso l'estinzione (quando $X < X_E$) o verso l'equilibrio positivo K_E (per $X > X_E$, si vedano le frecce in fig. 2.5b). In altre parole, anche in questo caso l'equilibrio instabile costituisce una *soglia di sopravvivenza*. Il valore dello sforzo E , in corrispondenza del quale compare l'equilibrio instabile, viene detto valore di biforcazione ed è indicato con E_I . Per $E > E_I$ l'equilibrio di estinzione, $X=0$, diventa stabile, e contemporaneamente compare la *soglia di sopravvivenza* $X_E > 0$. Se lo sforzo E viene ulteriormente accresciuto il due equilibri

positivi si avvicinano tra loro (fig. 2.5c) e questo, oltre a fare abbassare il valore dello stock all'equilibrio stabile, rende il sistema più vulnerabile in quanto si alza la soglia di sopravvivenza, sotto la quale la popolazione evolve verso l'estinzione. Infine, se E cresce ancora X_E continua a crescere e K_E a diminuire fino a che i due equilibri vanno a sovrapporsi e poi scompaiono (fig. 2.5d). Questa è un'altra biforcazione, che avviene a un valore indicato con E_2 in fig. 2.5. Dopo questa biforcazione l'unica evoluzione possibile è verso l'esaurimento della risorsa.

Fig. 2.5. Alcune situazioni dinamiche nel caso di depensazione e prelievo con sforzo costante



Questo può essere riassunto mediante una curva $Y(E)$ produzione sostenibile - sforzo, mostrata in fig. 2.6, che risulta essere ben diversa da quella di fig. 2.4b. Infatti, mentre nel tratto con $0 < E < E_1$ la curva è simile a quella di fig. 2.4b, per $E_1 < E < E_2$ ora si hanno due curve di equilibrio stabile, uno positivo e uno nullo, separate da una curva di equilibrio instabile, che fa da spartiacque fra i due (la linea tratteggiata in fig. 2.6). Mano a mano che E cresce, il bacino di attrazione dell'equilibrio stabile positivo si restringe, fino a chiudersi per $E = E_2$. Quando E supera E_2 si ha un'altra biforcazione², dopo la quale l'unico equilibrio rimane $X = 0$.

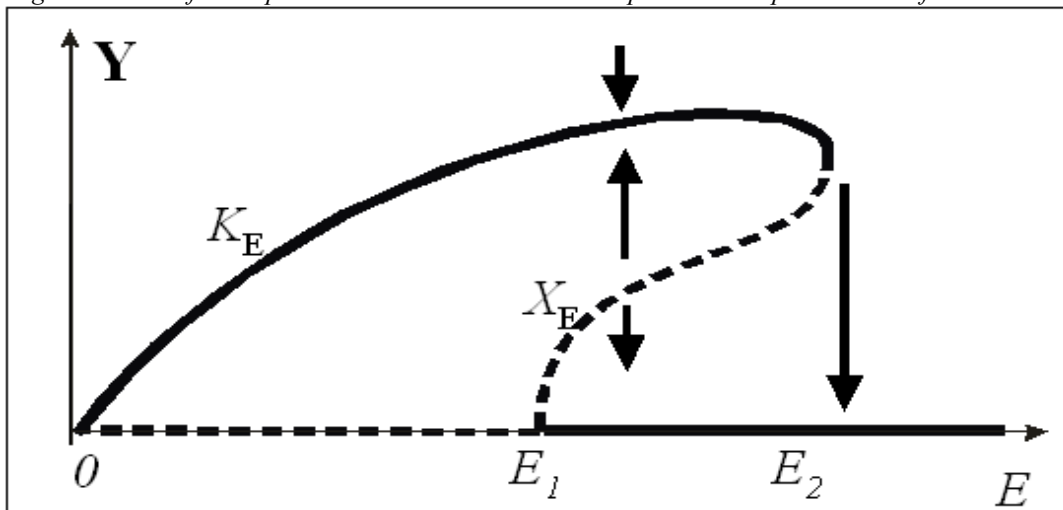
A questo punto, constatando che si è superato il livello di sfruttamento critico oltre al quale lo stock $X(t)$ inesorabilmente evolve verso l'estinzione, l'autorità che regola l'attività della pesca, e impone lo sforzo massimo, sarà portata a chiedere di ridurre lo sforzo E per riportarlo al di sotto del valore critico E_2 . Purtroppo questo non è sufficiente, in quanto ormai lo stock $X(t)$ è finito sotto la soglia di sopravvivenza, cioè è "intrappolato" nel bacino di attrazione dell'equilibrio di estinzione. Per riportare il

² Certi testi preferiscono usare il termine *catastrofe* anziché biforcazione, per evocare la teoria delle catastrofi proposta da R. Thom e E.C. Zeeman negli anni 70, si veda ad esempio Arnold, 1992.

valore dello stock X al di sopra della soglia di sopravvivenza occorrerà ridurre E fino a che il valore di soglia X_E risulterà più basso di $X(t)$. Ciò sarà sicuramente verificato portando lo sforzo sotto al primo valore di biforcazione E_1 .

Questo fenomeno di irreversibilità, che viene spesso chiamato “isteresi”, è tipico dei sistemi non lineari studiati nell’ambito della teoria delle catastrofi (si veda ad esempio Rosser, 2000) e indicano chiaramente come sia necessario evocare il *principio di precauzione* nel decidere le politiche di sfruttamento delle risorse rinnovabili.

Fig. 2.6. Curva sforzo - prelievo sostenibile nel caso di depensazione e prelievo con sforzo costante



2.5. Il paradosso di Gordon: se tutti vogliono guadagnare, nessuno ci guadagnerà

Finora ci siamo limitati a considerare le relazioni $Y(E)$ fra sforzo e produzione sostenibile. In assenza di regolamentazione, lo sforzo viene deciso in base ai profitti attesi, cioè attraverso considerazioni di carattere economico. Seguendo l’approccio di Gordon (1954) e Shaefer (1957) si può assumere un prezzo p di vendita della risorsa e un costo c per unità di sforzo. Questo permette di calcolare il ricavo totale sostenibile, $TR = pY(E)$, e il costo totale, $TC = cE$, quindi il profitto sostenibile $PR = TR - TC = pY(E) - cE$. Nel grafico di fig. 2.7 il profitto è dato dalla distanza, calcolata sulla verticale, tra la parabola dei ricavi e la retta dei costi. Se la parabola sta sopra la retta il profitto è positivo (e quindi rappresenta un guadagno) mentre se la parabola sta sotto la retta il profitto è negativo (e quindi rappresenta una perdita).

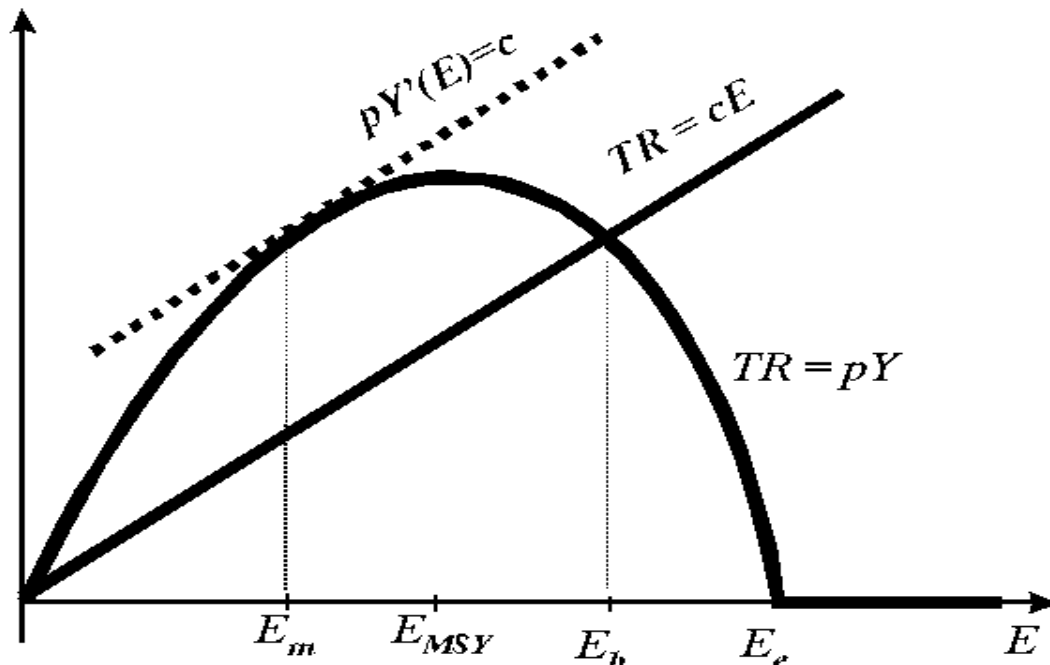
Il ragionamento di Gordon può essere sintetizzato come segue. Supponiamo di operare in condizioni di *libero accesso* alla risorsa comune, e supponiamo che per un dato sforzo il profitto sia positivo, ovvero $E < E_b$ in fig. 2.7. Allora, attratti dalla possibilità di fare profitti, nuovi pescatori si aggiungeranno alla flotta, aumentando di conseguenza E , e questo continuerà finché $PR > 0$. Se invece si ha un profitto negativo, ovvero $E > E_b$, allora alcuni pescatori usciranno dalla competizione per dedicarsi ad attività più redditizie. Quindi questo processo di libera concorrenza porta inevitabilmente ad uno sforzo $E = E_b$, detto *equilibrio bionomico*, dove la risorsa è impoverita (siamo in condizioni di sovrasfruttamento essendo $E_b > E_{MSY}$) e ogni rendita viene dissipata.

E’ ovvio che se la risorsa fosse proprietà di un *unico agente* (“sole owner”) o se ci fosse un accordo «cooperativo» fra i pescatori e un intervento per limitare il numero di partecipanti e/o lo sforzo individuale, il livello di sforzo complessivo verrebbe stabilito

pari al valore $E=E_m$ in cui il profitto è massimo (e la risorsa è in buone condizioni, essendo $E_m < E_{MSY}$).

Nonostante le evidenti semplificazioni contenute in questo modello, il paradosso da esso rivelato mette in luce che condizioni di libera competizione per lo sfruttamento di una risorsa comune conducono alla «tragedy of the commons» (Hardin, 1968).

Fig. 2.7. Curva di profitto e retta dei costi nel caso di crescita logistica e prelievo a sforzo costante



2.6. Il punto di vista della teoria dei giochi: il dilemma del pescatore.

Nel linguaggio della teoria dei giochi, questa situazione si configura come un tipico dilemma del prigioniero (Luce e Raiffa, 1967, si veda anche Méro, 2001), che in questo contesto potremmo chiamare, seguendo Clark, *dilemma del pescatore*.

In questo gioco si considerano due pescatori, che pescano nello stesso mare, rappresentati con le lettere R e C, le cui strategie sono rappresentate rispettivamente sulle righe e colonne della nella *matrice dei payoff* mostrata in fig. 2.8. Ciascun giocatore può scegliere fra due possibili strategie: sfruttare in modo moderato (atteggiamento cooperativo) o sfruttare a fondo (atteggiamento competitivo). I payoffs che compaiono nella matrice di fig. 2.8 rappresentano i profitti a lungo termine che ciascuno dei due ottiene dalla combinazione della propria strategia e quella dell'avversario: il primo numero in ciascuna casella è il payoff del giocatore R, il secondo il payoff del giocatore C (le unità adottate per misurare i profitti sono del tutto arbitrarie). Se entrambi adottano la strategia di sfruttare con moderazione, allora la popolazione si mantiene in buone condizioni ed entrambi ottengono un buon payoff, rappresentato convenzionalmente da 3 unità ciascuno (quindi un totale di 6). Se uno dei due sfrutta intensivamente mentre l'altro si comporta da moderato, la popolazione sarà in condizioni un po' peggiori, e fornirà in tutto 5 unità, però il moderato avrà la peggio, ottenendo solo 1, mentre il pescatore con atteggiamento aggressivo otterrà 4. Se entrambi sfruttano in modo intensivo allora la popolazione verrà seriamente impoverita e fornirà ancor meno, 4 in tutto, e tale scarsa produzione andrà a ripartirsi equamente fra

i due pescatori avidi, fornendo il magro raccolto di 2 unità per ciascuno. Se i pescatori sono lasciati liberi di competere allora la soluzione del gioco sarà la peggiore possibile. Infatti, seguendo le scelte del giocatore R, ci si rende conto che se C è moderato allora R sfrutterà intensivamente, perché così guadagna 4 anziché 3, mentre se C sfrutta intensivamente allora anche a R converrà sfruttare intensivamente, perché così facendo prenderà 2 invece di 1. Lo stesso ragionamento vale per C (il gioco è simmetrico). Quindi, in mancanza di un accordo cooperativo (o una legge che li obblighi a cooperare) anche questo approccio suggerisce che la libera competizione porta alla peggiore evoluzione possibile.

Fig. 2.8. Matrice dei payoffs per il "dilemma del pescatore"

Giocatore R \ Giocatore C	Sfruttamento Moderato atteggiamento cooperativo)	Sfruttamento a fondo atteggiamento competitivo
	Sfruttamento Moderato atteggiamento cooperativo	3, 3
Sfruttamento a fondo atteggiamento competitivo	4, 1	2, 2

Modelli bioeconomici basati sulla teoria dei giochi sono stati proposti da molti autori per descrivere situazioni con interazione strategica fra agenti che competono per lo sfruttamento di una risorsa comune (per una rassegna si veda Mesterton-Gibbons, 1993, oppure Sumaila, 1999). In questi modelli le decisioni di ciascuno degli agenti che partecipano allo sfruttamento della risorsa si ripercuotono sull'intero sistema. Infatti, un aumento della quantità pescata, e immessa nel mercato, da parte di ciascun giocatore, provoca un generale abbassamento del prezzo attraverso una data funzione di domanda, in base alla quale al crescere della quantità offerta diminuisce il prezzo di mercato. Questa costituisce la classica forma di interdipendenza che caratterizza ogni sistema di oligopolio. Ma nel caso della pesca lo stock di pesce disponibile entra nel problema economico anche come esternalità di costo, in quanto il costo risulta essere inversamente proporzionale alla biomassa presente. Questo effetto è legato all'ovvia considerazione che risulta più costoso pescare una specie scarsa rispetto ad una abbondante. Quindi se in un certo periodo cresce la quantità prelevata da uno o più agenti, lo stock disponibile diminuirà, con la conseguenza di far crescere i costi unitari di tutti gli agenti economici.

Il fatto che i costi aumentino al diminuire della quantità di pesce presente fornisce un meccanismo di autoregolazione del sistema bioeconomico, poiché fa diminuire la convenienza a pescare una risorsa scarsa. Tale meccanismo non risulta però sufficiente a scongiurare il pericolo di estinzione.

Modelli di oligopolio per la pesca, in cui un numero prefissato n di agenti (che possono

essere visti come singoli pescatori, o flotte di diversi paesi) hanno accesso allo stesso stock di risorse ittiche, sono stati recentemente proposti da Levhari e Mirman, 1982, Okuguchi, 1998, Szidarovszki e Okuguchi, 1998, 2000, Bischi e Kopel, 2002, Bischi, Kopel e Szidarovszky, 2004. In questi modelli la funzione di prelievo complessivo $H(t)$ è il risultato delle singole decisioni degli agenti (che in questo contesto di interazione strategica sono anche chiamati giocatori) in base a criteri di massimizzazione dei profitti individuali, tenendo conto delle decisioni degli avversari. I risultati che si ottengono suggeriscono che azioni di sfruttamento non correttamente valutate e programmate possono comportare danni sia ambientali che economici. La consapevolezza dei pericoli che scaturiscono da sfruttamenti troppo intensivi tipici della “tragedy of the commons”, legati a logiche del tipo “dilemma del prigioniero”, può portare gli agenti ad assumere atteggiamenti cooperativi, anziché competitivi, nelle politiche di sfruttamento. Modelli in cui tutti gli agenti presenti formano una singola cooperativa, e quindi si comportano come se fossero un unico agente (sole owner) sono stati studiati da Szidarovszki e Okuguchi, 2000, Bischi, Kopel e Szidarovszky, 2004. Bischi, Lamantia e Sbragia (2004) propongono invece un modello in cui gli n giocatori sono suddivisi in due gruppi, uno composto da giocatori che formano una cooperativa (detti cooperatori) e prendono decisioni allo scopo di rendere massimo il profitto totale della cooperativa, e i rimanenti (detti defettori, seguendo la terminologia del dilemma del prigioniero) che decidono le quantità da pescare cercando di rendere massimo il profitto individuale, senza curarsi degli effetti che il proprio comportamento ha sui profitti dei concorrenti, e quindi sul rendimento globale del sistema.

2.7. Competizione e cooperazione in un gioco di oligopolio per la pesca

Si consideri ora il caso in cui n agenti sono autorizzati al prelievo di una risorsa ittica, ma le quantità non sono regolate da un'autorità centrale. Pertanto gli agenti sono liberi di decidere quanto pescare in base a criteri di massimizzazione di profitti. Si ipotizza che tali criteri siano basati solo sui profitti di breve periodo, cioè non tengano conto dell'impatto delle quantità pescate sui profitti futuri. Agenti che prendono decisioni in questo modo sono anche detti “miopi”. Sandal e Steinshamn (2004) affermano che comportamenti miopi sono molto comuni nelle attività di pesca gestite da piccole imprese o da singoli pescatori, specialmente nei paesi in via di sviluppo. Gli stessi autori evidenziano che atteggiamenti miopi possono essere anche osservati in paesi industrializzati e sensibili ai problemi di sovrasfruttamento. Il motivo più evidente deriva dal fatto che in presenza di più agenti che sfruttano liberamente la stessa risorsa c'è sempre una base di «the tragedy of the commons», ovvero ragionamenti del tipo: "anche se io decido di pescare poco c'è sempre il rischio che gli altri non facciano altrettanto e quindi il mio atteggiamento conservativo non porta ad alcun vantaggio per il futuro".

Come viene ormai evidenziato in molti contesti, un'attività di pesca basata su decisioni miopi e individuali spesso porta a sovrasfruttamento e, di conseguenza, a profitti minori per tutti nel lungo periodo. Spesso gli agenti sono consapevoli di ciò, e quindi sono sempre più frequenti gli esempi di operatori che, anziché assumere un atteggiamento di competizione, preferiscono un atteggiamento cooperativo, formando coalizioni (joint ventures) in cui i criteri di decisione sono basati sulla massimizzazione del profitto dell'intera coalizione anziché dei singoli agenti.

In questo paragrafo si assume che n agenti peschino nello stesso mare, in cui c'è uno stock X di pesce. Seguendo il lavoro di Bischi, Lamantia e Sbragia (2004) si assume che

una frazione s di agenti, identificati come “cooperatori”, formi una cooperativa, e di conseguenza ciascuno di loro cerchi di rendere massimo il profitto complessivo della cooperativa. Invece la frazione complementare, $(1 - s)$, è costituita da agenti che si comportano come massimizzatori del profitto individuale, e sono identificati come “defettori”.

Per ora X e s vengono considerati come parametri fissati³, con $X > 0$ e $0 \leq s \leq 1$. Sia x_c^i la quantità pescata dal cooperatore i , $i = 1, \dots, ns$, e sia x_d^i la quantità pescata dal defettore i , $i = 1, \dots, n(1 - s)$. Allora la quantità totale che viene immessa nel mercato è:

$$H = \sum_{i=1}^{ns} x_c^i + \sum_{i=1}^{n(1-s)} x_d^i$$

Si assume inoltre che il prezzo di vendita sia determinato da una funzione di domanda lineare

$$p = a - bH$$

dove a e b sono costanti positive, e che la funzione di costo di un agente i , che pesca una quantità x , sia

$$C(x, X) = \gamma \frac{x^2}{X}$$

dove X rappresenta lo stock di pesce disponibile nel mare considerato. Questa funzione di costo può essere ottenuta da una “funzione di produzione” di tipo Cobb-Douglas con sforzo nella pesca (lavoro) e stock di pesce (capitale) come fattori produttivi (si veda Clark, 1990, Szidarovszky e Okuguchi, 1998). Come in Sethi e Somanathan (1996) si considera anche un extra-costo legato alla presenza di sanzioni che hanno lo scopo di punire i defettori. Sethi e Somanathan ipotizzano che siano i cooperatori ad applicare le sanzioni, o direttamente, mediante azioni di disapprovazione sociale e danni di immagine, oppure avvisando le autorità se esistono leggi in proposito. Mettendo tutto insieme, il profitto del cooperatore i è

$$\pi_c^i = x_c^i(a - bH) - \gamma_c \frac{(x_c^i)^2}{X} \quad (7)$$

dove γ_c è un coefficiente di costo che dipende dalla tecnologia utilizzata, e il profitto del defettore i è dato da

$$\pi_d^i = x_d^i(a - bH) - \gamma_d \frac{(x_d^i)^2}{X} - ns\xi \quad (8)$$

dove γ_d è il coefficiente tecnologico per i defettori e $ns\xi$ rappresenta il costo delle sanzioni, essendo ξ il valore della sanzione e ns la probabilità che un defettore venga denunciato da un cooperatore.

Ogni cooperatore determina x_c^i risolvendo il problema di ottimizzazione $\max_{x_c^i} \pi^V$,

dove $\pi^V = \sum_{i=1}^{ns} \pi_c^i$ rappresenta il profitto totale della cooperativa, ed è una funzione

³ Poiché n è un numero finito, valori ammissibili di s dovrebbero essere discreti, cioè $s = k/n$ con $k = 0, 1, \dots, n$. Comunque, come si usa fare nei modelli di dinamica di popolazioni e giochi evolutivi, assumiamo che s sia un numero reale nell'intervallo $[0, 1]$, anche se considereremo ns e $n(1 - s)$ interi.

concava nelle variabili x_c^i . Le condizioni del primo ordine forniscono un sistema di equazioni lineari nelle incognite x_c^i

$$\frac{\partial \pi^V}{\partial x_c^i} = a - 2b \sum_{k=1}^{ns} x_c^k - b \sum_{k=1}^{n(1-s)} x_d^k - \frac{2\gamma_c}{X} x_c^i = 0 \quad (9)$$

Ognidefettore determina x_d^i risolvendo il problema di ottimizzazione $\max_{x_d^i} \pi_d^i$, e dalle condizioni del primo ordine ottiene le seguenti equazioni lineari nelle incognite x_d^i

$$\frac{\partial \pi_d^i}{\partial x_d^i} = a - b \sum_{k=1}^{ns} x_c^k - b \sum_{k=1}^{n(1-s)} x_d^k - b x_d^i - \frac{2\gamma_d}{X} x_d^i = 0 \quad (10)$$

Le (9) e (10) costituiscono un sistema di n equazioni lineari con n incognite. Comunque è immediato riconoscere che ciascun cooperatore risolve lo stesso problema di ottimizzazione, e lo stesso vale per i defettori. Quindi, se indichiamo con x_c la quantità ottimale decisa da ogni cooperatore e con x_d quella di ciascun defettore, il problema si riduce alla risoluzione delle due equazioni lineari

$$a - 2 \left(bsn + \frac{\gamma_c}{X} \right) x_c - b(1-s)nx_d = 0$$

$$a - bsnx_c - \left[b(1+(1-s)n) + \frac{2\gamma_d}{X} \right] x_d = 0$$

da cui si ottengono

$$x_c = h_c(x_d) = \frac{aX}{2(bsnX + \gamma_c)} - \frac{b(1-s)nX}{2(bsnX + \gamma_c)} x_d \quad (11)$$

$$x_d = h_d(x_c) = \frac{aX}{b(1+(1-s)n)X + 2\gamma_d} - \frac{bsnX}{b(1+(1-s)n)X + 2\gamma_d} x_c$$

Queste sono chiamate *funzioni di reazione* perché permettono di calcolare le decisioni ottimali di un “cooperatore rappresentativo”, data la decisione del “defettore rappresentativo”, e viceversa. Queste due funzioni lineari, rappresentate da due rette nel piano (x_c, x_d) , si incontrano in un unico punto (x_d^*, x_c^*) . Questo rappresenta l’unico *equilibrio di Nash* del gioco, ovvero la situazione in cui nessuno dei due agenti può incrementare il proprio profitto mediante una modifica unilaterale della propria decisione. Le coordinate dell’equilibrio di Nash sono funzioni dello stock X e della frazione di cooperatori s , così come dei parametri di costo γ_c, γ_d e dei parametri della funzione di domanda a e b . Dalle proprietà delle funzioni x_d^* e x_c^* , il cui grafico in funzione dello stock X è riportato in fig. 2.9a (si veda Bischi, Lamantia e Sbragia, 2004, per maggiori dettagli) si ottengono le proprietà della funzione di prelievo totale

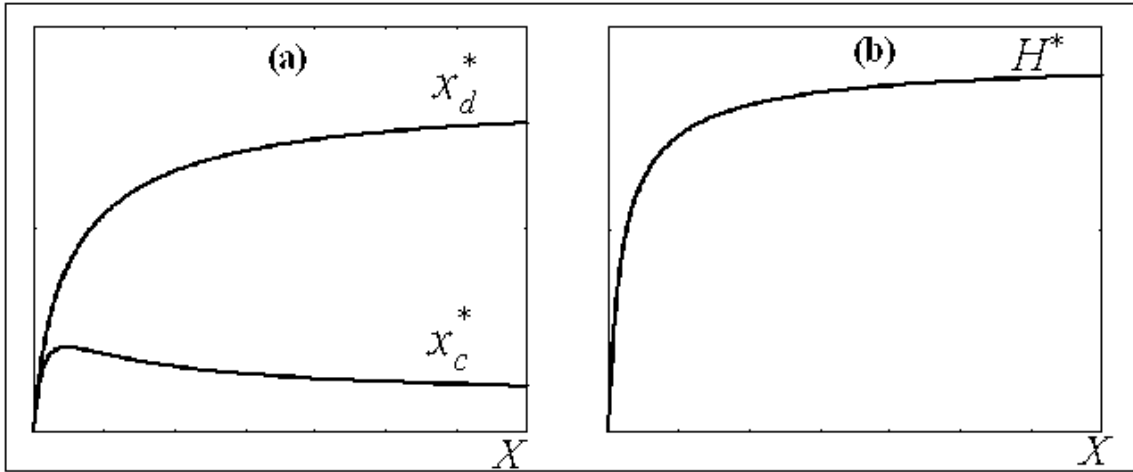
$$H^*(X, s) = n \left[s x_c^*(X, s) + (1-s) x_d^*(X, s) \right].$$

che risulta essere crescente e concava rispetto allo stock X (fig. 2.9b), tale che $H^*(0, s) = 0$, con pendenza all’origine $\left. \frac{\partial H^*(X, s)}{\partial X} \right|_{X=0} = \frac{na}{2} \left(\frac{s}{\gamma_c} + \frac{1-s}{\gamma_d} \right)$ e per $X \rightarrow +\infty$ si satura

sull'asintoto orizzontale $H^*(+\infty, s) = \frac{a}{b} \left(1 - \frac{1}{2 + (1-s)n} \right)$

Si noti che se $sn \geq 2$ (cioè se esistono almeno due cooperatori) allora $x_c^* < x_d^*$ per valori sufficientemente grandi di X , mentre per valori piccoli di X il confronto fra x_d^* e x_c^* dipende dai valori dei parametri di costo. Inoltre si ha $H^* < a/b$ per ogni $X > 0$, e questo garantisce che nel modello il prezzo $p = a - bH$ sia sempre positivo. Si può anche notare che x_d^* e x_c^* crescono al crescere del prezzo, cioè se viene aumentato il parametro a o diminuito b . Inoltre, se s diminuisce, cioè se cresce il numero di defettori, allora $H^*(+\infty, s)$ aumenta; come ci si aspettava, in condizioni di abbondanza di pesce la quantità pescata aumenta all'aumentare del numero dei defettori. Nel caso limite $s = 0$ (tutti defettori) si ha $H^*(+\infty, 0) = \frac{a}{b} \left(1 - \frac{1}{2+n} \right)$, mentre nel caso limite opposto, $s = 1$, (tutti cooperatori, equivalente al caso di un unico agente) otteniamo $H^*(+\infty, 1) = a/2b$, che è la scelta ottimale per un monopolista.

Fig. 2.9. Curve di prelievo per cooperatori e defettori (a) e corrispondente curva di prelievo totale (b)



Se entrambi gli attori di questo gioco (defettori e cooperatori) scelgono le rispettive quantità da pescare in accordo con le coordinate dell'equilibrio di Nash, i rispettivi profitti saranno

$$\pi_d^* = x_d^*(a - bH^*) - \gamma_d \frac{(x_d^*)^2}{X} - ns\xi, \quad \pi_c^* = x_c^*(a - bH^*) - \gamma_c \frac{(x_c^*)^2}{X}$$

da cui si vede che π_c^* è sempre positivo e π_d^* è positivo se il termine $ns\xi$, che rappresenta le sanzioni, non è troppo elevato⁴.

⁴ Inserendo le espressioni di x_d^* e x_c^* nelle (12) si ottengono le espressioni

$$\pi_d^* = \frac{a^2 X (bnsX + 2\gamma_c)^2 (bX + \gamma_d)}{[bX(bn(-n(1-s)-2))sX - 2bX(n(1-s)+1)\gamma_c - 4(bnsX + \gamma_c)\gamma_d]^2} - ns\xi$$

$$\pi_c^* = \frac{a^2 X (bnsX + \gamma_c)(bX + 2\gamma_d)^2}{[bX(bn(-n(1-s)-2))sX - 2bX(n(1-s)+1)\gamma_c - 4(bnsX + \gamma_c)\gamma_d]^2}$$

Si consideri ora l'equazione dinamica (1) con la funzione di crescita (3) e la funzione di prelievo H^*

$$X(t+1) = F(X(t)) = X(t)(1+\alpha - \beta X(t)) - H^*(X(t), s) \quad (12)$$

ovvero assumiamo che gli agenti decidano le quantità da pescare in accordo con l'equilibrio di Nash calcolato sopra. Gli equilibri del modello dinamico (12) sono le soluzioni non negative dell'equazione

$$X(\alpha - \beta X) = H^*(X) \quad (13)$$

Queste soluzioni possono essere rappresentate graficamente come le intersezioni fra una parabola concava (il primo membro) e la curva crescente e concava rappresentata in fig. 2.9b. Per ogni insieme di parametri esiste sempre l'equilibrio di estinzione $X = 0$, mentre per l'esistenza di equilibri positivi si possono presentare tre diverse situazioni, a seconda dei valori dei parametri del modello.

(a) *Esiste un unico equilibrio positivo*, diciamo X^1 , con $0 < X^1 < \alpha/\beta$ (si veda la curva (a) di fig. 2.10). Una condizione sufficiente affinché si verifichi ciò è che in $X = 0$ la funzione H^* abbia pendenza minore di α , che è la pendenza in $X = 0$ della parabola, ovvero:

$$\left. \frac{\partial H^*(X, s)}{\partial X} \right|_{X=0} = \frac{na}{2} \left(\frac{s}{\gamma_c} + \frac{1-s}{\gamma_d} \right) < \alpha. \quad (14)$$

(b) *Esistono due equilibri positivi*, diciamo X^2 e X^1 (curva (b) in fig. 2.10) tali che $0 < X^2 < \alpha/2\beta < X^1 < \alpha/\beta$. Una condizione sufficiente affinché si verifichi ciò è

$$\frac{na}{2} \left(\frac{s}{\gamma_c} + \frac{1-s}{\gamma_d} \right) > \alpha \quad \text{e} \quad \frac{a}{b} \left(1 - \frac{1}{2+(1-s)n} \right) < \frac{\alpha^2}{4\beta} \quad (15)$$

dove la prima disuguaglianza richiede che in $X = 0$ la curva $H^*(X)$ abbia pendenza maggiore della parabola e la seconda richiede che l'asintoto orizzontale di H^* sia più basso del vertice della parabola.

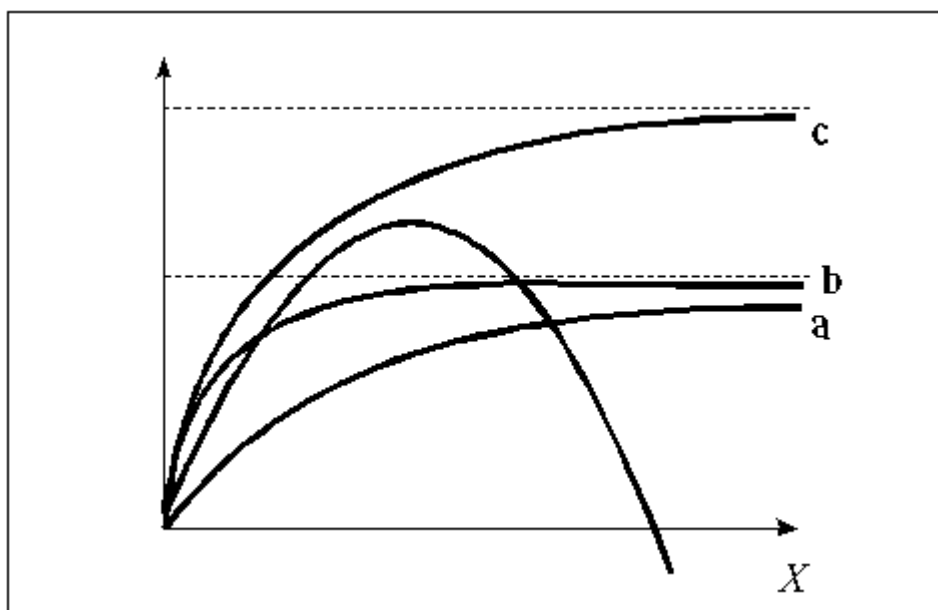
(c) *Non esiste alcun equilibrio positivo* (curva (c) in fig. 2.10). Una condizione necessaria per questo si ottiene rovesciando la seconda disuguaglianza in (15), cioè quando la pendenza di $H^*(X)$ in $X = 0$ è maggiore di quella della parabola e l'asintoto orizzontale di H^* è sopra il vertice della parabola:

$$\frac{na}{2} \left(\frac{s}{\gamma_c} + \frac{1-s}{\gamma_d} \right) > \alpha \quad \text{e} \quad \frac{a}{b} \left(1 - \frac{1}{2+(1-s)n} \right) > \frac{\alpha^2}{4\beta} \quad (16)$$

Tutto questo riguarda soltanto l'esistenza degli equilibri, mentre per stabilirne la stabilità occorre studiare la pendenza del grafico della funzione $F(X)$ in corrispondenza dei punti di equilibrio. In effetti, il grafico di $F(X)$, mostrato in fig. 2.11, è molto simile a quello ottenuto nel caso di crescita con depensazione e prelievo a sforzo costante (si veda fig. 2.5). Questo ha come conseguenza che al variare di certi parametri del modello si ottiene la stessa sequenza di biforcazioni già discusse nel paragrafo 2.4, compreso il fenomeno di isteresi e la conseguente irreversibilità. Ovviamente variano i parametri in gioco e la situazione modellizzata, dato che in questo caso si tratta di una popolazione

ittica con una crescita logistica in cui il prelievo viene effettuato attraverso dei criteri di massimizzazione di profitto.

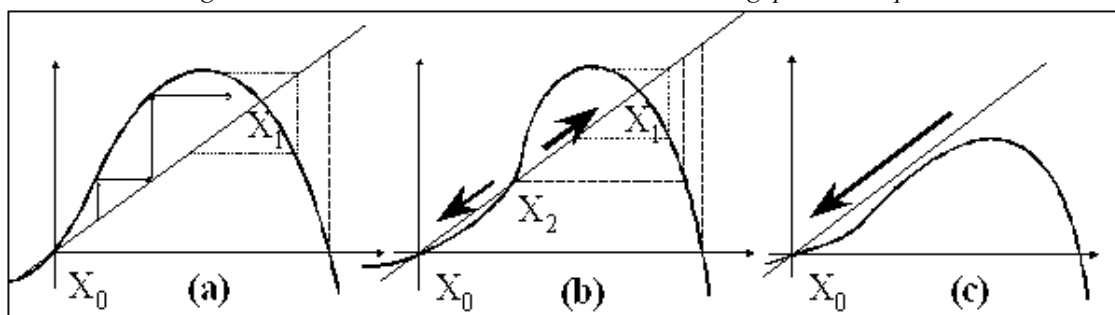
Fig. 2.10. Equilibri del modello di oligopolio



Ad esempio, un parametro importante è dato dalla frazione s di cooperatori presenti. Infatti, se s cresce l'asintoto orizzontale della funzione H^* si abbassa, e questo implica che X^1 cresce al crescere di s , cioè $X^1(s)$ è una funzione crescente. Questo rispecchia l'ovvia intuizione che in presenza di un maggior numero di cooperatori si ha un'attività di pesca più conservativa, e quindi un maggior stock di equilibrio nel lungo periodo. In realtà s non è il solo parametro che permette di ottenere un simile effetto, in quanto la posizione dell'asintoto orizzontale è determinata dal parametro aggregato $na(s/\gamma_c + (1-s)/\gamma_d)$, che aumenta anche se il numero di agenti o i prezzi crescono, o se i parametri di costo diminuiscono. Ovviamente questo parametro va confrontato con la crescita intrinseca della specie considerata. In particolare, se $na(s/\gamma_c + (1-s)/\gamma_d)$ supera il valore α allora avviene la biforcazione in corrispondenza della quale l'equilibrio di estinzione $X = 0$ diventa stabile e simultaneamente compare l'equilibrio positivo X^2 , che costituisce la soglia di sopravvivenza (fig. 2.11b). Se, partendo da una situazione in cui si hanno due equilibri positivi (caso (b) nelle figure 2.10 e 2.11) consideriamo fissati i valori dei parametri biologici α e β , in modo che la parabola di fig. 2.10 sia fissa, e facciamo variare gli altri parametri in modo che l'asintoto H^* si sposti verso l'alto, i due equilibri positivi si avvicinano tra loro: il valore di equilibrio X^1 dello stock si abbassa e la soglia di sopravvivenza X^2 si alza. Di conseguenza il bacino di attrazione dell'equilibrio X^1 si restringe sempre più, portando a situazioni di sempre maggiore vulnerabilità, fino ad arrivare alla biforcazione in cui i due equilibri positivi si fondono e poi scompaiono, dopodiché l'unica evoluzione possibile è verso l'estinzione (fig. 2.11c). Questa sequenza, che può venire riassunta da un diagramma del tutto simile a quello di fig. 2.6, può essere ottenuta, ad esempio, facendo crescere il rapporto a/b (cioè sollevando la funzione di domanda) o con valori decrescenti di s (cioè

umentando il numero di defettori) o con valori decrescenti dei parametri di costo (tecnologie più sofisticate o mano d'opera a minor prezzo).

Fig. 2.11. Alcune situazioni dinamiche nel caso di oligopolio nella pesca



In Bischi, Lamantia e Sbragia (2004) viene anche proposto un processo evolutivo che, ad ogni periodo di tempo, descrive come cambiano le quote di cooperatori e defettori. Questo processo, che fa diventare s una variabile dinamica anziché un parametro, è basato sulla cosiddetta “replicator dynamics”, un meccanismo tipico dei giochi evolutivi. Applicato al modello di competizione nella pesca, esso afferma che la frazione di agenti che realizza maggiori profitti in un periodo crescerà nel periodo successivo (Taylor e Jonker, 1978, si veda anche Vega-Redondo, 1996, cap.3, Hofbauer ed Sigmund, 1998, cap.7, Weibull, 1995, cap.3). In termini più formali, la “replicator dynamics”, a tempo discreto, per la frazione s di cooperatori diventa:

$$s(t+1) = s(t) \frac{\pi_c^*(t)}{\bar{\pi}} \quad (17)$$

dove $\bar{\pi}(t) = s\pi_c^*(t) + (1-s)\pi_d^*(t)$ rappresenta il profitto medio al tempo t . In pratica, la (17) afferma che $s(t+1)$ sarà maggiore di $s(t)$ se $\pi_c^*(t) > \bar{\pi}(t)$, mentre sarà minore se $\pi_c^*(t) < \bar{\pi}(t)$. Poiché, come è facile verificare, $\pi_c^*(t) > \bar{\pi}(t)$ se e solo se $\pi_c^*(t) > \pi_d^*(t)$, l'equazione dinamica (15) afferma che la frazione che ottiene un maggior profitto crescerà nel periodo successivo.

Poiché $\pi_c^*(t)$ e $\bar{\pi}(t)$ dipendono da $s(t)$ e $X(t)$, le equazioni alle differenze (12) e (17) definiscono un sistema dinamico discreto bidimensionale. Iniziando da un assegnato stock $X(0)$ e una data suddivisione degli agenti fra cooperatori e defettori, $s(0)$, il sistema dinamico così definito permette di ottenere $X(t)$ e $s(t)$ per ogni $t \geq 0$, dai quali si possono calcolare i valori di $x_c^*(t)$, $x_d^*(t)$, $\pi_c^*(t)$, $\pi_d^*(t)$, $H^*(t)$. Tale sistema dinamico permette quindi di studiare, oltre all'evoluzione nel tempo dello stock $X(t)$, anche l'evoluzione nel tempo dei comportamenti degli operatori, che possono scegliere ad ogni periodo se comportarsi come cooperatori o defettori.

2.8. Un modello con riserve marine

In questo paragrafo viene descritto un modello dinamico, proposto da Bischi e Lamantia (2004), per studiare l'evoluzione temporale di uno stock ittico in un ambiente acquatico suddiviso in due regioni confinanti, caratterizzate da diverse politiche di sfruttamento. Il pesce può muoversi da una regione all'altra, con spostamenti più probabili dalla regione di maggiore densità a quella con densità minore, e questo crea una forma di

interdipendenza fra le due zone, in quanto lo stock di pesce presente in una regione dipende non solo dall'attività di pesca in quella regione, ma anche dall'attività di pesca della regione confinante.

Una simile situazione si può presentare quando le due regioni sono sottoposte a diverse legislazioni che regolamentano l'attività di pesca (si veda, ad esempio, Datta e Mirman, 1999) perché governate da diverse nazioni oppure perché le due regioni sono sottoposte a diversi gradi di tutela. Un caso particolare si ottiene quando in una delle regioni la pesca è proibita, cioè è una riserva marina. C'è una vasta letteratura sull'utilità di istituire aree marine protette, accanto a zone di pesca intensiva, come metodo di salvaguardia delle specie pescate (si vedano, ad esempio, Lauck et al., 1998, Dubey et al., 2003, Botsford et al., 2003)

2.8.1 Il modello a due zone

Si considerino due ambienti acquatici confinanti, indicati nel seguito come regione 1 e regione 2, e sia $X_i(t)$, $i=1,2$, la densità di pesce nelle rispettive regioni al tempo t . Con G_i e H_i , $i=1,2$, vengono indicate, rispettivamente, le funzioni di crescita e di prelievo nelle due regioni. Inoltre si assume che il pesce possa liberamente diffondere attraverso il confine fra le due regioni. Sotto queste ipotesi l'evoluzione temporale degli stock di pesce nelle due regioni può essere descritta dal seguente modello dinamico bidimensionale

$$\begin{cases} X_1(t+1) = X_1(t) + G_1(X_1(t)) - H_1 + \sigma[X_2(t) - X_1(t)] \\ X_2(t+1) = X_2(t) + G_2(X_2(t)) - H_2 + \sigma[X_1(t) - X_2(t)] \end{cases} \quad (18)$$

dove σ è il coefficiente di diffusione, che dipende dal tipo di pesce considerato e dall'estensione della zona di confine. Per quanto riguarda le funzioni di crescita nelle due zone, è ragionevole scegliere $G_1 = G_2$ se vengono considerate le stesse specie nelle due regioni. Nel seguito si assumerà che entrambe le zone siano caratterizzate da una funzione di crescita logistica

Tuttavia, casi con $G_1 \neq G_2$ possono essere interessanti da considerare quando i due ambienti acquatici sono diversi, a causa di diversi tassi di natalità (ad esempio una regione è più favorevole alla riproduzione) o a causa di diversi tassi di mortalità (ad esempio una regione potrebbe essere più inquinata).

Nel seguito si assumerà invece che la principale differenza fra le due regioni sia legata alle diverse politiche di regolamentazione della pesca, ovvero a diverse funzioni H_i , $i=1,2$. In particolare, $H_i = 0$ significa che nella regione i l'attività di pesca è proibita, cioè si tratta di una riserva.

2.8.2 Una regione con prelievo a sforzo costante e una riserva marina

Questo modello può essere ottenuto dalle equazioni (18) assumendo $H_1 = n_1 q E$ e $H_2 = 0$, dove n_1 è il numero di pescatori nella regione 1, E lo sforzo individuale e q il coefficiente tecnologico:

$$\begin{cases} X_1(t+1) = X_1(t)(1 + \alpha - \sigma - n_1 q E - \beta X_1(t)) + \sigma X_2(t) \\ X_2(t+1) = X_2(t)(1 + \alpha - \sigma - \beta X_2(t)) + \sigma X_1(t) \end{cases} \quad (19)$$

Gli equilibri di questo modello, definiti dalle due equazioni $X_1(t+1) = X_1(t)$ e $X_2(t+1) =$

$X_2(t)$ sono dati dalle soluzioni non negative del sistema algebrico di quarto grado

$$\begin{cases} X_1(\alpha - \sigma - n_1 qE - \beta X_1) + \sigma X_2 = 0 \\ X_2(\alpha - \sigma - \beta X_2) + \sigma X_1 = 0 \end{cases}$$

rappresentate graficamente dai punti di intersezione fra le due parabole

$$X_1 = f_1(X_2) = \frac{1}{\sigma} X_2(\beta X_2 + \sigma - \alpha) \quad \text{e} \quad X_2 = f_2(X_1) = \frac{1}{\sigma} X_1(\beta X_1 + n_1 qE + \sigma - \alpha)$$

In Bischi e Lamantia (2004) è dimostrato che se $\sigma < \alpha$ si ha sempre un unico equilibrio positivo per ogni valore dello sforzo E . Questo risultato contrasta con i risultati riportati nel paragrafo 2.4.2 per il modello con una sola regione caratterizzata da crescita logistica e prelievo a sforzo costante, in base al quale per $n_1 qE > \alpha$ non si avrebbe alcun equilibrio positivo e l'unica evoluzione possibile sarebbe l'esaurimento dello stock ittico. Invece, grazie alla presenza della regione in cui la pesca è proibita, in questo modello a due regioni esiste sempre un equilibrio positivo.

Comunque questo risultato riguarda solo l'esistenza dell'equilibrio, non la sua stabilità. Per analizzare questo problema, Bischi e Lamantia (2004) propongono delle simulazioni numeriche del modello (19), partendo dal caso a sforzo nullo $n_1 qE = 0$ e facendo crescere gradualmente lo sforzo. Queste simulazioni mostrano stabilità dell'equilibrio per valori intermedi dello sforzo, mentre per valori molto piccoli o molto grandi l'equilibrio può perdere stabilità e le dinamiche di lungo periodo sono caratterizzate da densità che mostrano oscillazioni persistenti (cioè autosostenute) che possono portare all'estinzione per valori di $n_1 qE$ troppo elevati.

2.8.3 Una regione con oligopolio e una riserva

Un altro modello analizzato in Bischi e Lamantia (2004) è ottenuto assumendo che la regione 1 sia una riserva marina, ovvero $H_1 = 0$, mentre nella regione 2 n_2 agenti, divisi tra cooperatori e defettori, decidono le quantità da pescare in base al gioco di oligopolio descritto nel paragrafo 2.7, cioè $H_2 = H^*$. Il modello (18) diventa allora

$$\begin{cases} X_1(t+1) = X_1(t)(1 + \alpha - \sigma - \beta X_1(t)) + \sigma X_2(t) \\ X_2(t+1) = X_2(t)(1 + \alpha - \sigma - \beta X_2(t) - H^*(X_2(t))) + \sigma X_1(t) \end{cases} \quad (20)$$

dove H^* è la funzione crescente e concava descritta nel paragrafo 2.7. In questo caso gli equilibri sono rappresentati dalle intersezioni non negative fra le due curve di equazione

$$\begin{cases} X_2 = f_2(X_1) = \frac{1}{\sigma} X_1(t)(\sigma - \alpha + \beta X_1(t)) \\ X_1 = f_1(X_2) = \frac{1}{\sigma} [\sigma - \alpha + \beta X_2(t) + H^*(X_2)] \end{cases}$$

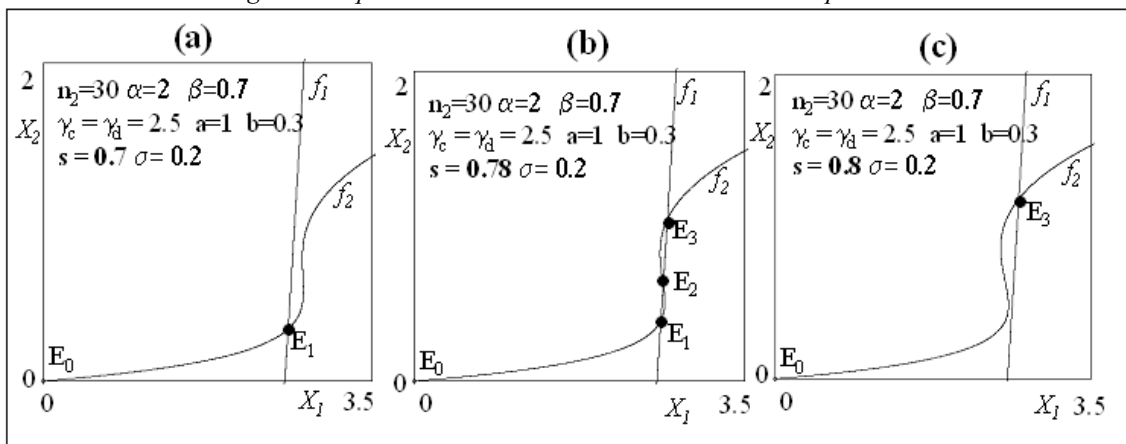
rappresentate da una parabola convessa e una curva di forma sigmoidale rispettivamente (si veda fig. 2.12). Le due curve si incontrano nel punto (0,0), che quindi è sempre un equilibrio, e possono fino a tre ulteriori intersezioni nel quadrante positivo.

In fig. 2.12 sono mostrate tre situazioni, ottenute con tre diversi valori del parametro s (che, come nel paragrafo 7, esprime la frazione di cooperatori) mantenendo fissi gli altri parametri: $\alpha = 2$, $\beta = 0.7$, $n_2 = 30$, $\gamma_c = \gamma_d = 2.5$, $a = 1$, $b = 0.3$, $\sigma = 0.2$. In fig. 2.12a, ottenuta con $s = 0.7$, si ha un solo equilibrio positivo, E_1 , che risulta stabile. Se la frazione di cooperatori viene leggermente aumentata, $s = 0.78$, compaiono due nuovi

equilibri positivi: E_2 (un punto di sella, quindi instabile) e E_3 (stabile). In questo caso si ha una situazione di bistabilità, con i due equilibri stabili coesistenti caratterizzati da valori ben diversi dello stock di pesce (la differenza è specialmente evidente nella regione 2). Il sistema evolverà verso l'uno o l'altro equilibrio a seconda della condizione di partenza dello stock nelle due regioni, ovvero a seconda della condizione iniziale $X_1(0)$, $X_2(0)$. I rispettivi bacini di attrazione sono rappresentati in fig. 2.13: le condizioni iniziali prese nella regione bianca generano evoluzioni che convergono nel lungo periodo verso l'equilibrio alto E_3 , quelle prese nella regione grigia evolvono verso l'equilibrio basso E_1 , quelle prese nella regione nera portano all'estinzione dello stock. Se la frazione s di cooperatori viene ulteriormente aumentata i due equilibri E_1 e E_2 si avvicinano fino a sovrapporsi e poi scomparire, e l'equilibrio alto E_3 rimane l'unico equilibrio stabile.

In definitiva, queste simulazioni numeriche del modello considerato mostrano che un piccolo aumento del numero di agenti che si comportano in modo cooperativo può provocare un notevole e improvviso aumento nello stock di pesce. Questo è riassunto nel diagramma di fig. 2.14, dove per ogni valore di s preso nell'intervallo $[0,1]$ viene riportato sull'asse delle ordinate il valore dell'equilibrio che caratterizza l'evoluzione di lungo periodo nella regione 2⁵. Il diagramma mostra anche che poco dopo il "salto" di equilibrio, questo perde stabilità e il tipo di dinamica che si ottiene è caratterizzato da oscillazioni di $X_2(t)$ sopra e sotto al valore di equilibrio (lo stesso accade per X_1).

Fig. 2.12. Equilibri del modello a due zone con un'area protetta



⁵ In corrispondenza dei valori di s in cui si ha una situazione di bistabilità l'equilibrio che viene raggiunto dipende dalle condizioni iniziali.

Fig. 2.13 Bacini di attrazione nel caso di bistabilità

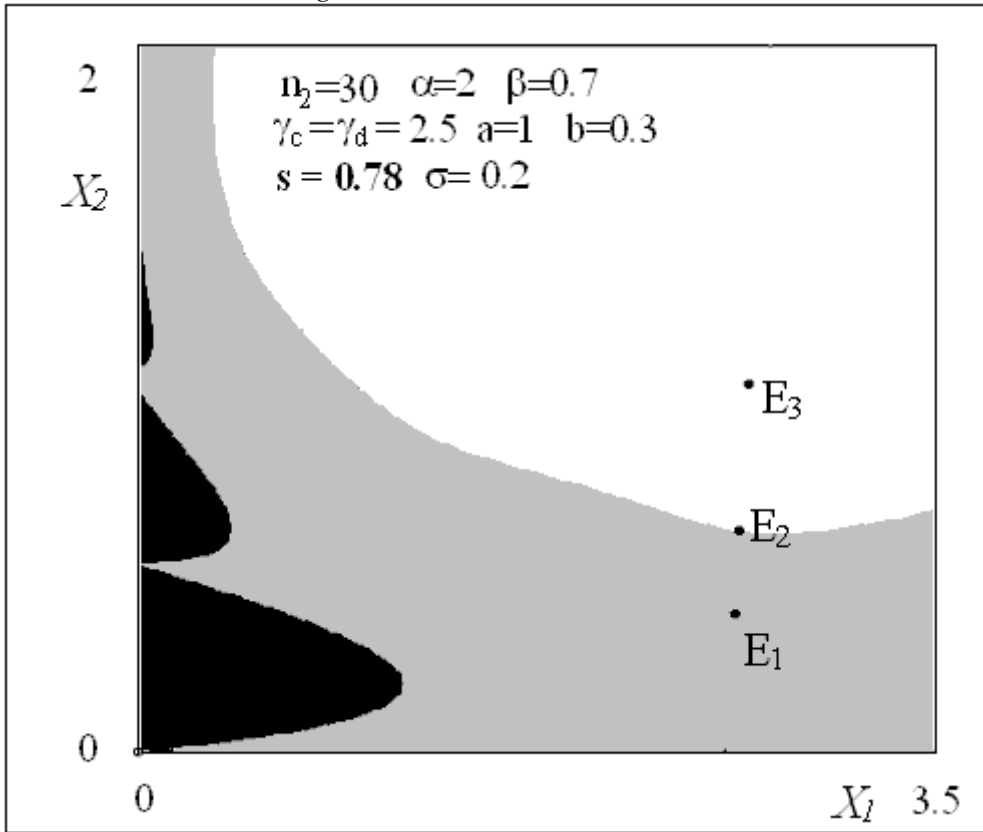
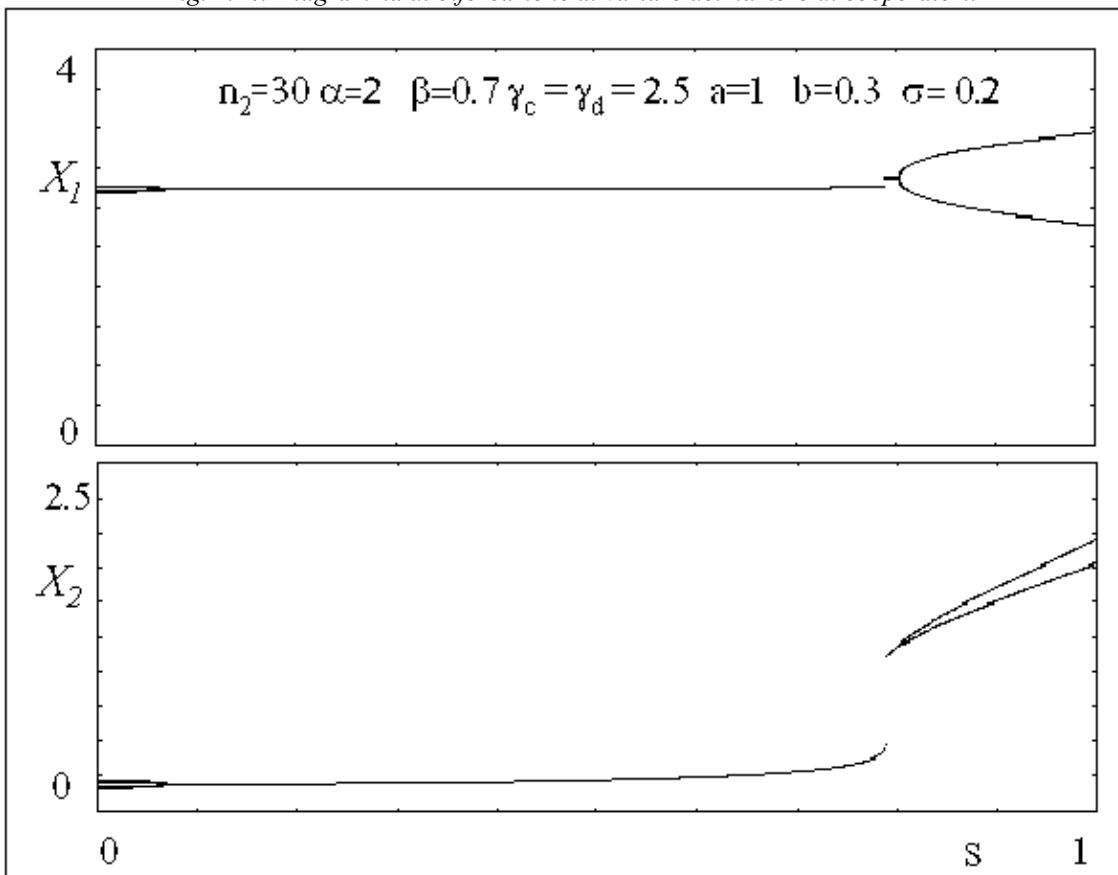


Fig. 2.14. Diagramma di biforcazione al variare del numero di cooperatori.



2.8.4 Il modello a due zone con due diverse politiche di sfruttamento

Consideriamo ora il modello (18) in cui la pesca è consentita in entrambe le regioni, ma con diverse politiche di sfruttamento: sforzo costante nella regione 1 e oligopolio (con cooperatori e defettori) nella regione 2. Per quanto riguarda il calcolo dei profitti, che gli agenti della regione 2 effettuano per decidere le quote da pescare in accordo alle condizioni di equilibrio di Nash, sono state considerate due diverse situazioni per quanto riguarda la formazione dei prezzi di mercato (Bischi e Lamantia, 2004)

- (i) Ciascuna regione ha il proprio mercato, cioè i pescatori della regione 1 vendono nel proprio mercato e altrettanto fanno i pescatori della regione 2;
- (ii) Esiste un mercato globale in cui vendono i pescatori di entrambe le regioni

Il caso (i) può essere più appropriato nel caso in cui si considerino regioni che appartengono a diversi stati, ciascuno col proprio mercato ittico nazionale. In questo caso l'unica fonte di interdipendenza è data, come nei modelli analizzati finora, dalla diffusione del pesce fra le due zone. Invece nel caso (ii) si ha un'ulteriore forma di interdipendenza, legata al mercato: infatti una variazione della quantità pescata in una regione si ripercuote sui prezzi di vendita anche dei pescatori dell'altra regione. Questa esternalità, dovuta alla presenza di una funzione di domanda comune alle due regioni, fa sì che le decisioni dei pescatori di una regione influenzino le decisioni anche dei pescatori dell'altra regione.

2.9 Alcune considerazioni conclusive

In questo capitolo sono stati introdotti alcuni modelli matematici, utilizzati per descrivere le dinamiche di risorse ittiche sfruttate commercialmente, sotto varie ipotesi per quanto riguarda le politiche di gestione delle risorse. Sono stati brevemente delineati i metodi per la costruzione di modelli dinamici e alcuni tipici risultati che si ottengono dal loro studio. Ovviamente simili modelli costituiscono solo un punto di partenza per la costruzione di modelli più completi e più aderenti alla realtà, ma inevitabilmente più complessi.

Modelli più completi dovrebbero tenere conto anche delle interazioni ecologiche fra specie diverse, ad esempio le catene alimentari che legano prede, predatori e nutrienti presenti nel mare. Sia prede che predatori possono essere prelevati attraverso le attività di pesca, e questo può alterare gli equilibri naturali che governano l'intera rete di connessioni all'interno delle catene alimentari. Per quanto riguarda le decisioni degli agenti economici che sfruttano le risorse ittiche, nei modelli che abbiamo descritto si è fatta l'ipotesi che essi conoscano lo stock di pesce presente e conoscano le funzioni di domanda attraverso le quali si formano i prezzi di mercato. Queste sono ipotesi molto forti, che raramente trovano riscontro nei sistemi reali. I modelli descritti in questo capitolo possono comunque essere modificati assumendo un bagaglio di informazioni più limitato da parte degli operatori. Ad esempio, in Bischi e Kopel (2002) e in Bischi, Kopel e Szidarovszky (2004) si considera un gioco di oligopolio nella pesca in cui gli agenti, nel calcolare le quantità ottimali di produzione, formulano aspettative sulla quantità di pesce presente, attraverso un meccanismo "adattivo", basato sulle stime precedentemente ottenute in seguito alla stessa attività di pesca. Stime eccessive,

rispetto ai valori effettivi, dello stock di pesce presente, possono innescare processi di sovrasfruttamento che impoveriscono la quantità di risorsa presente. Giochi di oligopolio in cui gli agenti hanno una conoscenza limitata della funzione di domanda sono stati proposti da numerosi autori, e sono stati recentemente applicati ai modelli per la pesca commerciale (Sbragia, 2004).

I modelli descritti in questo capitolo sono espressi attraverso due diversi linguaggi (o formalismi) della matematica moderna: la teoria qualitativa dei sistemi dinamici e la teoria dei giochi. L'estrema semplicità di tali modelli non permette certo di trarre da essi soluzioni pratiche al problema dello sfruttamento sostenibile delle risorse naturali. Per simili scopi sono necessari modelli ben più complessi e articolati, che comunque sono ottenuti come sviluppi, generalizzazioni e ampliamenti di modelli semplici come quelli appena descritti. Una conclusione che è possibile ricavare dall'analisi svolta in questo capitolo è che occorre essere molto prudenti nello sfruttamento delle popolazioni naturali, perché che quando i primi effetti negativi vengono alla luce potrebbe essere troppo tardi per porvi rimedio. Infatti, una delle caratteristiche che vengono messe chiaramente in luce dai modelli sopra esaminati è l'irreversibilità di certi fenomeni di degenerazione nelle dinamiche di lungo periodo. Questo ci spinge a evocare uno dei principi fondamentali nella gestione dei sistemi ecologici, il cosiddetto principio di precauzione.

Sezione 1.01 Bibliografia

Antonelli G., Bischi G. I., Casoni G., Polidori P., Viganò E. (2002), Modelli teorici e principi guida per uno sfruttamento sostenibile delle risorse nel settore della pesca, in Trevisan G., Maraucher C. (a cura di), Sviluppo sostenibile ed efficienza economica nel settore ittico, Università Ca' Foscari Venezia, Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Atti del III Convegno di Studi, Venezia 15-16 ottobre 2001.

Antonelli G., Bischi G. I., Pierleoni S., Viganò E. (2003), Il concetto di gestione integrata della zona costiera come guida per un'analisi della sostenibilità del sistema marino, Convegno "Economia e Politica della Pesca e dell'Acquacoltura: tesi a confronto", Università Ca' Foscari, Venezia, 24-25 marzo (in corso di pubblicazione).

Antonelli G., Viganò E. (2001), Agricoltura sostenibile: approcci teorici e strumenti operativi, Quaderno/Working Paper n. 67, Facoltà di Economia, Università degli Studi di Urbino.

Antunes P., Santos R. (1999), Integrated Environmental Management of the Ocean, *Ecological Economics*, vol. 31, pp. 215-256.

Arnold V.I. (1992), *Catastrophe Theory*, 3rd edition, Berlino, Heidelberg, New York, Springer-Verlag.

Azar C., Holmberg J., Lindgren K. (1996), Socio-Ecological Indicators for Sustainability, *Ecological Economics*, vol. 18, n.2, pp. 89-112.

Barbier E. B., Markandya A. (1989), The Conditions for Achieving Environmentally Sustainable Economic Development, LEEC Paper, 89-01, London, London Environmental Economic Centre.

Bell S., Morse S. (2003), *Measuring Sustainability. Learning from Doing*, London, Earthscan Publications Limited.

Binswanger H. C. (1998), Making Sustainability Work, *Ecological Economics*, vol. 27, pp. 3-11.

Bischi G. I. (1993), Modelli Matematici in Ecologia, *Archimede*, 4, pp. 180-193

Bischi G.I. (2004), Modelli matematici e risorse rinnovabili: il dilemma del pescatore e altri apparenti paradossi, in Capocaccia Orsini L., Pusillo L. (a cura di), *La matematica nel mondo della natura*, Genova, Edizioni Erga.

Bischi G.I., Carini R., Gardini L., Tenti P. (2004), *Sulle Orme del Caos. Comportamenti complessi in modelli matematici semplici*, Milano, Bruno Mondadori Editore.

Bischi G.I., Kopel M. (2002), The Role of Competition, Expectations and Harvesting Costs in Commercial Fishing, in Puu T. Sushko I. (eds), *Oligopoly Dynamics: Models and Tools*, Berlino, Heidelberg, New York, Springer Verlag, pp. 85-109.

Bischi G.I., Kopel M., Szidarovszky F., *Expectation-Stock Dynamics in Multi-Agent Fisheries*, *Annals of Operations Research*, (in corso di stampa)

Bischi G.I., Lamantia F. (2004), *Harvesting Dynamics with Area-dependent Exploitation*", Working paper of Chuo University, Tokyo

Bischi G.I., Lamantia F., Sbragia L. (2004), Competition and cooperation in natural resources exploitation: An evolutionary game approach, in Carraro C., Fragnelli V.

(eds.), *Game Practice and the Environment*, Northampton, USA, Edward Elgar Publishing.

Botsford L.W., Micheli L. F., Hastings A. (2003), Principles for the design of marine reserves, *Ecological Applications*, 13(1) Supplement, pp. S25–S31.

Bussoletti S., Sotte F. (2002), *La politica per la pesca in Italia. Rapporto sulla spesa 1982-2000*, Milano, FrancoAngeli.

Callens I., Tyteca D. (1999), Towards Indicators of Sustainable Development for Firm: a Productive Efficiency Perspective, *Ecological Economics*, vol. 28, pp. 41-53.

Charles A. T. (1994), Towards Sustainability: the Fishery Experience, *Ecological Economics*, vol. 11, pp. 201-211.

Clark C.W. (1974), *Mathematical Bioeconomics*, Wiley Interscience.

Clark C.W. (1980), Towards a Predictive Model for the Economic Regulation of Commercial Fisheries, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, pp. 111-1129.

Clark C.W. (1990), *Mathematical Bioeconomics*, Wiley Interscience.

Coffey C. (1996), Introduction to the Common Fisheries Policy: An Environmental Perspective, *International Environmental Affairs*, vol. 8, n. 4, pp. 287-307.

Colby M. E. (1991), *Environmental Management in Development: The Evolution of Paradigms*, *Ecological Economics*, vol. 3.

Common M. (1995), *Sustainability and Policy*, Cambridge, Cambridge University Press.

Common M., Perrings C. (1992), Towards an Ecological Economics and Sustainability, *Ecological Economics*, vol. 6.

Costanza R. (1994), Three General Policies to Achieve Sustainability, in Jansson A., Hammer M., Folke C., Costanza R. (Eds.), *Investing in Natural Capital*, Island Press, Washington, DC, Ch. 21.

Costanza R. (ed.) (1991), *Ecological Economics*, New York, Columbia University Press.

Costanza R., Andrade F., Antunes P., van den Belt M., Boesch D., Boersma D., Catarino F., Hanna S., Limburg K., Low B., Molitor M., Pereira J. G., Rayner S., Santos R., Wilson J., Young M. (1999), Ecological Economics and Sustainable Governance of the Oceans, *Ecological Economics*, vol. 31, pp. 171-187.

Daly H., Cobb J. jr . (1990), *For the Common Good*, London, Green Print.

Datta M., Mirman L. J. (1999), Externalities, Market Power, and Resource Extraction, *Journal of Environmental Economics and Management*, 37, pp. 233-255.

De Graaf H. J., Muster C. J. M., Ter Keurs W. J. (1996), Sustainable Development: Looking for New Strategies, *Ecological Economics* vol. 16, n.3, pp. 205-216.

Diviacco G. (1999), *Aree marine protette: finalità e gestione*, Comunicazione Edizioni, Forlì.

Dubey B., Peeyush C., Sinha P. (2003), A model for fishery resource with reserve area, *Nonlinear Analysis*, 4, pp. 625-637.

- European Commission (1999), Communication on Fisheries Management and Nature Conservation in the Marine Environment, COM (99) 363.
- European Environment Agency (1999), State and Pressure of the Marine and Coastal Mediterranean Environment, Lussemburgo, Environmental Assessment Series, n. 5.
- FAO (1999), Development and Use of Indicators for Sustainable Development of Marine Capture Fisheries, FAO Technical Guide for Responsible Fisheries, n. 8, Roma.
- FAO (2001), Indicators to Assess the Performance of Regional Fishery Bodies, Second Meeting of Fao and Non-Fao Regional Fishery Bodies or Arrangements, 20-21 febbraio, Roma.
- Friend A., Rapport D (1979), Towards a Comprehensive Framework for Environment Statistics: A Stress-Response Approach. Statistics Canada, Ottawa, Canada.
- Gell-Mann M. (1994), The Quark and the Jaguar: Adventure in the Simple and the Complex, Abacus, London.
- Gordon H.S. (1954), The Economic Theory of a Common Property Resource: the Fishery, *Journal of Political Economy*, 62, pp. 124-142.
- Gustavson K. R., Lonergan S. C., Ruitenbeer H. J. (1999), Selection and Modelling of Sustainable Development Indicators: A Case Study of the Fraser River Basins, British Columbia, *Ecological Economics*, vol. 28, pp. 117-132.
- Hanley N., Moffatt I., Faichney R., Wilson M. (1999), Measuring Sustainability: A Time Series for Alternative Indicators for Scotland, *Ecological Economics*, vol. 28, pp. 55-73.
- Hanna S. S. (1999), Strengthening of Ocean Fishery Resources, *Ecological Economics*, vol. 31, pp. 275-286.
- Hardin G. (1968), The Tragedy of the Commons, *Science* 162, pp. 1243-1247.
- Hartwick J.M. (1977), Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources, *American Economic Review*, 66.
- International Institute For Sustainable Development (1997), Principles in practice, Winnipeg, Canada.
- ISMEA (annate varie), Filera Pesca e Acquacoltura, Roma.
- Klassen G. K., Opschoor J. B. (1990), Economics of Sustainability or the Sustainability of Economics: Different Paradigms, *Ecological Economics*, vol. 4.
- Kohn J. (1998), Thinking in Terms of System Hierarchies and Velocities. What Makes Development Sustainable?, *Ecological Economics*, vol. 26, pp. 173-187.
- Lauck T., Clark, C.W., Mangel, M., Munro G.R. (1998), Implementing the Precautionary Principle in Fisheries Management through Marine Reserves, *Ecological Applications*, 8(1), pp. S72-S78.
- Levhari D., Mirman L. J. (1982), The Great Fish War: An Example Using a Dynamic Cournot-Nash Solution, *The Bell Journal of Economics*, vol. 11, pp. 322-334.
- Luce R.D., Raiffa H. (1957), *Games and Decisions*, New York, John Wiley.
- Mappem T., Gill R. (1998), Planning for Sustainability as a Learning Concept, *Ecological Economics*, vol. 26, pp.121-137.

- Mariani A., Viganò E. (2002), *Il sistema agroalimentare dell'Unione Europea. Economia e politiche*, Roma, Carocci Editore.
- May R. M. (1981), *The dynamics of natural and managed populations*, *Mathematical theory of the dynamics of Biological Populations*, Hiorns and Cooke (eds.) Academic Press.
- McCormick J. (2001), *Environmental Policy in the European Union*, Palgrave.
- Méro L. (2001), *Calcoli morali: teoria dei giochi, logica e fragilità umana*, Bari, Edizioni Dedalo.
- Mesterton Gibbons M. (1993), *Game Theoretic Resource Modeling, Natural Resource Modeling*, vol. 7, n. 2, pp. 93-147
- North D. C. (1990), *Istitutions, Istitutional Change and Economic Performance*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Oecd (1993), *Oecd Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment*, Paris
- Oecd (1998), *Using the Pressure-State-Response Model to Develop Indicators of Sustainability – OECD framework for environmental indicators – OECD Environment Directorate – State of the Environment Division*
http://destinet.ewindows.eu.org/aEconomic/5/OECD_P-S-R_indicator_model.pdf.
- OECD (1999), *The Interim Report on the OECD Three Year Project on Sustainable Development*, Paris.
- Okuguchi K. (1998), *Long-run Fish Stock and Imperfectly Competitive International Commercial Fishing*, *Keio Economic Studies*, 35, pp. 9-17
- Pearce D. W., Turner R. K. (1989), *Economics of Natural Resources and the Environment*, Hemel Hempstead, Harvester and Wheatsheaf, trad. it. *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*, Bologna, il Mulino, 1991.
- Pearce D., Markandya A., Barbier E. (1989), *Blueprint for a Green Economy*, London, Earthscan.
- Petrocchi R. (2004), *La pesca nelle Marche*, in Associazione Alessandro Bartola, *Agrimarcheuropa. Una riflessione collettiva sulle prospettive a medio e lungo termine del sistema agricolo e alimentare delle Marche*, Milano, FrancoAngeli.
- Petrocchi R. (2004), *La pesca nelle Marche*, in Associazione Alessandro Bartola, *Agrimarcheuropa. Una riflessione collettiva sulle prospettive a medio e lungo termine del sistema agricolo e alimentare delle Marche*, Milano, FrancoAngeli.
- Reale G. (2001), *L'evoluzione della normativa in materia di pesca: dal diritto della navigazione al diritto agrario*, *Diritto dei Trasporti*.
- Rennings K., Koschel H., Brockmann K. L., Kuhn I. (1999), *A Regulatory Framework (cornice) for a Policy of Sustainability: Lesson from the Neo-Liberal School*, *Ecological Economics*, vol. 28, n. 2, pp. 197-212.
- Rosser J. B. Jr. (2002), *Implications for Fisheries Policy of Complex Ecologic Economic Dynamics*, *Nonlinear Dynamics, Psychology and Life Sciences* 6, pp. 103-120.
- Rosser J. B. Jr., (2001), *Complex Ecologic-economic Dynamics and Environmental Policy*, *Ecological Economics*, vol. 37, pp. 23-37.

- Rosser J. B., Jr. (2000), *From Catastrophe to Chaos: a General Theory of Economic Discontinuities*, Boston, Dordrecht, London Kluwer Academic Publishers, 2nd Edition
- Sandal L. K., Steinshamn S. I. (2004), Dynamic Cournot-competitive Harvesting of a Common Pool Resource, *Journal of Economic Dynamics & Control*, 28, pp. 1781–1799
- Sethi R., Somanathan E. (1996), The Evolution of Social Norms in Common Property Resource Use, *The American Economic Review*, 86, pp. 766-788.
- Shaefer M.B. (1957), Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of Marine Fisheries, *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 14, pp. 669-681.
- Smith J.M. (1975), *L'ecologia e i suoi modelli*, Milano, Biblioteca della EST Mondadori.
- Sumaila U. R. (1999), A Review of Game-theoretic Models of Fishing, *Marine Policy*, Vol. 23, No. 1, pp. 1 –10
- Szidarovszki F., Okuguchi, K. (1998), An Oligopoly Model of Commercial Fishing, *Seoul Journal of Economics*, Vol. 11, pp. 321-330.
- Szidarovszky F., Okuguchi K. (2000), A Dynamic Model of International Fishing, *Seoul Journal of Economics*, 13, pp. 471-476.
- Taylor P., Jonker L. (1978), Evolutionarily Stable Strategies and Game Dynamics, *Mathematical Biosciences*, 40, pp. 145-156.
- Turner R. K., Adger W. N., Lorenzoni I. (1998), *Towards Integrated Modelling and Analysis in Coastal Zones: Principles and Practices*, Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone (Loicz), Core Project of the IGBP, Texel, Netherlands.
- UN (1992), *Agenda 21: the United Nations Programme of Action from Rio*, United Nations, New York.
- Vega-Redondo F. (1996), *Evolution, Games and Economic Behaviour*, Oxford, Oxford University Press.
- Weibull J.W. (1995), *Evolutionary Game Theory*, Cambridge, Massachusetts, The MIT Press.
- World Commission on Environment and Development (1987), *Our Common Future*, Oxford
- Young M. D. (1999), The Design of Fishing-Right System. The New Experience, *Ecological Economics*, vol. 31, pp. 305-316.