

POLITECNICO DI MILANO
Facoltà di Ingegneria Civile, Ambientale e Territoriale
Dipartimento di Elettronica e Informazione



ALADYM, UN MODELLO DEMOGRAFICO
STRUTTURATO PER ETÀ
APPLICATO AL CONTROLLO DEL SILURO IN
CAMARGUE

Relatore: Prof. Paco Melià

Tesi di laurea di:
Carmen Pellegrino - Matr. 750127

Anno Accademico 2011 / 2012

Indice

1	Introduzione	8
2	La pesca: contrasto e causa della perdita di biodiversità	11
2.1	L'introduzione di specie alloctone	11
2.1.1	Effetti	12
2.1.2	Gestione	13
2.2	La pesca commerciale	13
2.2.1	Gli indici dell'overfishing	15
2.2.2	Effetti	16
2.2.3	Gestione	17
3	Status degli stock	20
3.0.4	Le popolazioni marine	21
3.0.5	Le popolazioni delle acque interne	23
4	ALADYM	24
4.1	Componenti del modello	25
4.2	Input	31
4.3	Output	32
5	ALADYM per la simulazione di dinamiche di popolazione	36
5.1	Simulazione di una popolazione fittizia	36
5.2	Applicazione a una popolazione di <i>Silurus glanis</i>	39
5.2.1	Impostazioni della simulazione	44
5.2.2	Simulazione	47
6	Applicazione al controllo dei siluri	53
6.1	Le misure di gestione del Parco Regionale della Camargue	53
6.2	Calcolo delle curve di selettività	55
6.3	Calcolo della mortalità totale	56
6.4	Confronto tra scenari di rimozione	57
6.5	Variazione della struttura d'età	60

7 Conclusioni	63
7.1 Sviluppi futuri	64

Elenco delle figure

2.1	Serie storica delle catture da pesca marittima cinesi (<i>Pauly, 2001</i>)	14
2.2	Sforzo totale di pesca esercitato globalmente e per continente dal 1950 al 2010, (<i>Anticamara et al, 2011</i>)	15
3.1	Produzione globale da catture marine, (<i>FAO, 2012</i>)	21
3.2	Stato degli stock marini (<i>FAO, 2012</i>)	22
3.3	Produzione globale da catture in acque interne (<i>FAO, 2012</i>)	23
4.1	Schema dei componenti funzionali di ALADYM (<i>Lembo et al, 2009</i>)	26
5.1	Confronto tra la dinamica della popolazione sintetica simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM	40
5.2	Confronto tra la biomassa totale della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM	40
5.3	Confronto tra la dinamica degli individui riproduttivi della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM	41
5.4	Confronto tra la biomassa dei riproduttori della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM	41
5.5	Confronto tra la mortalità totale annuale della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM	42
5.6	Grafici dei parametri di crescita della popolazione fittizia forniti in ingresso ad ALADYM	42
5.7	Andamento popolazione <i>Silurus glanis</i> in Excel	48
5.8	Confronto tra la dinamica della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM	50
5.9	Confronto tra la dinamica della biomassa totale della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM	50
5.10	Confronto tra la dinamica degli individui riproduttivi della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM	51
5.11	Confronto tra la dinamica della biomassa degli individui riproduttivi della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM	51
5.12	Confronto tra la dinamica della mortalità totale annuale della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM	52

5.13	Parametri della popolazione di <i>Silurus glanis</i> in ALADYM,	52
6.1	Rete da posta	54
6.2	Bertovello	54
6.3	Curve di selettività	55
6.4	Confronto della biomassa totale tra diversi scenari di gestione	58
6.5	Confronto della biomassa dei riproduttori tra diversi scenari di gestione	58
6.6	Confronto di ESSB/USSB tra diversi scenari di gestione	59
6.7	Confronto delle catture in biomassa tra diversi scenari di gestione	59
6.8	Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0$ anno ⁻¹	61
6.9	Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,288$ anno ⁻¹	61
6.10	Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,361$ anno ⁻¹	62
6.11	Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,433$ anno ⁻¹	62
6.12	Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,577$ anno ⁻¹	62

Elenco delle tabelle

3.1	Produzione della pesca e utilizza a scala globale (<i>FAO, 2012</i>)	21
5.1	Dati in ingresso per la simulazione della popolazione sintetica	38
5.2	Differenza media percentuale e coefficiente di determinazione tra i valori di Excel e ALADYM ottenuti per la simulazione di una popolazione fittizia.	39
5.3	Output generati da ALADYM per popolazione sfruttata e non sfruttata . . .	43
5.4	Output forniti da ALADYM relativi alle catture	44
5.5	Parametri forniti da <i>Crespi, 2012</i>	45
5.6	Tabella riassuntiva dei parametri in ingresso in ALADYM	48
5.7	Differenza media percentuale e coefficiente di determinazione tra i valori di Excel e ALADYM ottenuti per la simulazione di una popolazione di pesci siluro. . .	49
6.1	Valori dei parametri di selettività necessari all'input di ALADYM per diverse dimensioni di maglia delle reti	56
6.2	Tassi di mortalità da pesca e totali relativi agli scenari di gestione utilizzati .	58
6.3	Valori degli indici considerati relativi al ventesimo anno delle simulazioni . . .	60

Sommario

Le attività umane stanno apportando notevoli cambiamenti agli ecosistemi. Data la loro sensibilità, gli ecosistemi acquatici risentono in modo marcato degli effetti di questi cambiamenti che portano ad un'accelerazione del tasso di perdita di biodiversità. I fattori che più influiscono sulla diminuzione della diversità biologica in ambiente acquatico sono lo sfruttamento delle popolazioni ittiche a scopo commerciale e l'introduzione di specie alloctone invasive in nuovi habitat. In questo contesto l'attività di pesca può avere un duplice ruolo: da un lato, un suo utilizzo al di fuori di ogni regolamentazione può portare all'estinzione delle specie sfruttate, dall'altro può essere utilizzata per contenere le specie ittiche alloctone attuando la loro parziale o totale rimozione. In entrambi i casi, sono necessarie misure gestionali, volte al controllo e al monitoraggio di tali fenomeni, che si avvalgono anche delle indicazioni date dai risultati di modelli matematici.

Lo scopo di questa tesi è l'applicazione di un modello di simulazione di dinamiche di popolazione (ALADYM), nato per il monitoraggio di specie soggette a sovrasfruttamento, al caso di una popolazione invasiva alloctona confrontando i suoi risultati con quelli ottenuti mediante un simile modello sviluppato in Excel. In particolare è stato studiato il caso del siluro (*Silurus glanis*) stanziatosi all'interno del Parco Regionale della Camargue. Il modello è poi stato applicato in previsione, per valutare gli effetti di diversi scenari di rimozione aventi lo scopo di diminuire l'abbondanza di tale popolazione e, di conseguenza, i suoi effetti negativi sulla comunità ittica dell'ambiente considerato.

I risultati ottenuti mostrano come ALADYM possa fornire un valido aiuto per l'analisi delle dinamiche di popolazione di differenti specie ittiche, e inoltre come sia un utile strumento per lo studio degli effetti sul lungo periodo delle misure gestionali intraprese, consentendo così una maggiore consapevolezza decisionale nell'applicazione dei piani di gestione.

parole chiave: ALADYM, Excel, dinamica di popolazione, *Silurus glanis*, controllo delle specie invasive.

Capitolo 1

Introduzione

Gli ecosistemi acquatici sono tra gli habitat più delicati del pianeta ma anche i più difficili da esplorare. La protezione fornita dallo spessore d'acqua costituisce il principale ostacolo allo studio di questi sistemi estremamente complessi, di cui molte dinamiche ed aspetti sono ancora oggetto di indagine e poco noti. È difficile acquisire conoscenze riguardanti qualcosa che non è direttamente visibile e che si estende su un'area pari all'incirca al 70,8% della superficie terrestre.

Per anni si è ritenuto che le risorse fornite dall'idrosfera fossero infinite ed inesauribili, così come la sua capacità di autodepurazione, proprio a causa di questa impenetrabilità estesa per milioni di chilometri quadrati. Mari, laghi e fiumi sono stati utilizzati come territori di caccia illimitati per la ricerca di cibo o come un comodo deposito di ciò che non serviva più, in cui i rifiuti potevano venire debitamente nascosti senza fatica e soprattutto senza costi.

A partire dagli anni '60 si è sviluppato il concetto di sostenibilità. Tale termine indica un "equilibrio fra il soddisfacimento delle esigenze presenti senza compromettere la possibilità delle future generazioni di sopperire alle proprie" (Rapporto Brundtland, 1987). Nel caso delle risorse naturali si parla di sfruttamento sostenibile quando si esercita un utilizzo che consente alla risorsa di rigenerarsi, permettendo così che questa si tramandi alle generazioni future. In seguito a questo nuovo modo di concepire le attività umane si è fatta largo la consapevolezza dei cambiamenti profondi causati dall'uomo negli ecosistemi, in modo diretto o indiretto, minacciando la conservazione della biodiversità .

La crescente domanda di pesce da parte dei mercati e di una popolazione in crescita, sempre più esigente e attenta a ciò che mangia, abituata a poter avere tutto ciò che desidera non curante di come quel pesce sia stato pescato né da dove arrivi, ha portato ad un sovrasfruttamento delle risorse ittiche. La pesca eccessiva, o *overfishing*, sta avendo ripercussioni su scala mondiale non solo sulle specie "target", ovvero quelle commercializzabili, ma anche sulle altre specie che accidentalmente rimangono vittime della pesca, il cosiddetto "bycatch", o che sono legate alle specie target attraverso la catena alimentare (*Pauly et al, 2002*). L'uomo sta apportando profondi cambiamenti nelle catene trofiche, ma purtroppo non è facile determinare i danni. Boris Worm, uno dei maggiori studiosi in materia di scienza della pesca, ha detto che contare i pesci è facile come contare gli alberi, solo che si muovono e non si vedono.

Alcune estinzioni a livello locale di popolazioni ittiche sono già note ma è di fatto impossibile stabilirne con certezza il numero totale e l'entità soprattutto se si tratta di specie non direttamente sfruttate dall'uomo (*Roberts and Hawkins, 1999*). In questo contesto è sempre più diffusa la volontà di salvaguardare la biodiversità attraverso una gestione sostenibile della pesca, che consenta all'uomo di continuare a sfruttare le popolazioni ittiche ma in modo che queste abbiano la possibilità di rigenerarsi ed essere davvero delle risorse rinnovabili.

Un altro fattore che sta portando gli ecosistemi acquatici ad un impoverimento biologico è il progressivo aumento delle specie alloctone invasive. Negli ultimi anni, il numero di specie invasive è cresciuto in maniera significativa e rappresenta oggi una delle principali cause della perdita di diversità biologica (*Nepveu and Saint-Maxent, 2002*). Gli scambi commerciali globali, la mobilità internazionale, la modificazione delle reti idrologiche, l'inquinamento, il riscaldamento globale, la piscicoltura o la pesca sportiva sono tutte potenziali cause di diffusione di specie acquatiche al di fuori dei loro confini naturali. Entrando in competizione con le specie autoctone, questi veri e propri invasori esterni possono provocare ingenti danni ai nuovi ecosistemi con pesanti ripercussioni anche sul piano economico. Dinamiche naturali quali la predazione o la competizione per le risorse porta le specie aliene più resistenti a usurpare l'habitat delle specie autoctone. Le specie invasive non conoscono confini e per poterle monitorare e tenere sotto controllo è necessaria un'azione concertata e tempestiva (*Toland and Eldrig, 2008*).

In questo scenario così frammentato e diversificato appare importante il contributo che l'impiego di tecniche di modellizzazione può dare alla gestione dell'attività di pesca e al controllo dello spostamento di specie potenzialmente dannose, permettendo di quantificare gli effetti derivanti dall'applicazione di determinate misure di gestione e consentendo di simulare differenti scenari possibili; fornendo così una stima del livello di rischio associato a differenti metodi di monitoraggio della risorsa.

ALADYM (age-length based dynamic model) (*Lembo et al, 2009*) è un modello di simulazione ideato dallo staff del COISPA Tecnologia & Ricerca che opera nel campo della ricerca applicata e della produzione di beni e servizi ad elevato contenuto tecnologico e innovativo, con particolare riferimento al settore primario (pesca, acquacoltura, ambiente). Questo modello è caratterizzato dall'utilizzo di dati indipendenti dall'attività di pesca commerciale, come ad esempio invece sono le catture per unità di sforzo CPUE, ed utilizza le classiche equazioni di dinamica delle popolazioni per creare uno strumento in grado di simulare le conseguenze di differenti scenari di gestione su singole popolazioni.

Benchè sia nato con lo scopo di gestire uno sfruttamento sostenibile delle specie ittiche da parte dell'attività di pesca, soprattutto del Mediterraneo, in questo elaborato ne è stato testato l'utilizzo per la gestione e il controllo di una popolazione alloctona invasiva: il pesce siluro (*Silurus glanis*). Questa specie è originaria dell'Europa orientale, a partire dal bacino del Danubio verso est, ma si è velocemente diffusa in tutta Europa. Minacciato nei paesi d'origine dalla pesca, dall'inquinamento e dalla costruzione di bacini e dighe, nelle acque in cui è stato introdotto è fonte di problemi e di impatti drammatici sulle popolazioni autoctone. Uno studio condotto all'interno del Parco Regionale della Camargue, Francia meridionale, ha

fornito i dati necessari relativi a questo pesce per l'implementazione di alcune simulazioni in ALADYM con lo scopo di simulare le dinamiche di abbondanza della popolazione stanziatasi in uno dei canali del parco, quello di Fumemorte.

Il presente elaborato di tesi quindi si articola nel seguente modo:

Capitolo 2 In questo capitolo il problema della perdita della biodiversità viene spiegato in modo più dettagliato, in particolare si vede come la pesca può avere un duplice ruolo. Da un lato la sua applicazione al di fuori di ogni piano di gestione diventa una delle maggiori minacce per gli ecosistemi acquatici e per la biodiversità. Dall'altro un suo utilizzo regolato e assennato consente un corretto sfruttamento delle risorse, e può diventare strumento di tutela per gli ecosistemi se applicata come strumento di eradicazione e controllo di popolazioni aliene invasive.

Capitolo 3 In questo capitolo viene riassunta brevemente la situazione attuale degli stock ittici, marini e d'acqua dolce, e il loro stato di sfruttamento.

Capitolo 4 Viene presentato ALADYM: il suo funzionamento, le equazioni che lo compongono, i dati necessari in ingresso e gli output forniti.

Capitolo 5 Si esegue un test preliminare di ALADYM su una popolazione fittizia e in seguito sulla popolazioni di pesci siluro della Camargue. In entrambi i casi le simulazioni in ALADYM vengono confrontate con simulazioni simili eseguite in Excel allo scopo di verificare l'affidabilità del modello nella stima dell'abbondanza e delle caratteristiche principali della popolazione analizzata.

Capitolo 6 Infine ALADYM è utilizzato per effettuare delle previsioni di misure gestionali dei pesci siluro. Utilizzando i dati relativi ai metodi di pesca attualmente usati all'interno del Parco regionale della Camargue si esegue una previsione su un arco temporale di 20 anni per verificare se la strategia fin ora attuata incida sulla popolazione limitandone l'espansione demografica.

Capitolo 7 In quest'ultimo capitolo si tratta qualche conclusione sull'utilità e sull'efficacia di questo modello, anche in un'ottica di gestione che mira al controllo di una popolazione ittica dannosa.

Capitolo 2

La pesca: contrasto e causa della perdita di biodiversità

La perdita di biodiversità negli ecosistemi acquatici, e non solo, è ormai un dato di fatto. Le osservazioni degli ultimi anni dimostrano come il trend di erosione della variabilità delle specie viventi su scala globale stia addirittura accelerando (*Worm, 2006*).

L'importanza di salvaguardare la biodiversità sta nel fatto che gli ecosistemi stessi, da cui dipende anche l'uomo, traggono beneficio dalla massima diversificazione delle specie che vi risiedono. La stabilità degli ecosistemi, infatti, è dipendente anche dal loro grado di biodiversità, così come la capacità di recupero. In un mondo in cui l'uomo sottopone l'ambiente a un'elevata pressione di disturbo è importante che esso sia in grado di contrastare i cambiamenti indotti dalle attività umane.

In questo quadro l'attività di prelievo di pesci, la pesca, può avere un duplice ruolo: da un lato può essere una valida alleata per la conservazione della biodiversità come strumento di cattura e controllo di specie alloctone; dall'altro invece la pesca commerciale eccessiva può costituire la maggiore minaccia alla conservazione delle specie, in special modo di quelle marine.

2.1 L'introduzione di specie alloctone

L'introduzione di specie aliene in nuovi habitat costituisce una minaccia alla conservazione della biodiversità degli ecosistemi soprattutto nel caso in cui gli ospiti riescano ad adattarsi al nuovo ambiente andando a interagire in modo negativo con le specie autoctone e le funzionalità del nuovo habitat. Secondo l'International Union for Conservation of Nature (IUCN) e la Convention on Biological Diversity (CBD) con specie aliene, alloctone o non-native si intendono quelle specie che superano i loro confini naturali. Ad oggi l'espansione di specie alloctone costituisce uno dei più gravi problemi ambientali in cui le specie acquatiche sono tra le più coinvolte e minacciate con 1201 specie di pesci a rischio nel 2007 (*IUCN, 2008*).

Il tasso con cui sono state introdotte specie di pesci alloctone in nuovi ecosistemi è più che duplicato nelle ultime tre decadi (*Gozlan, 2010*). Ciò accade principalmente attraverso

attività umane, sia in modo consapevole che involontario. La globalizzazione e il commercio a livello internazionale hanno sicuramente incentivato questo fenomeno, la creazione di una rete mondiale per il rapido spostamento di persone e merci hanno creato nuove vie d'accesso anche per le specie alloctone, basti pensare al canale di Suez che collega il Mar Rosso al Mediterraneo (*Bax et al, 2003*). Inoltre, l'acquacoltura è una delle principali attività dell'uomo che maggiormente contribuiscono alla diffusione di specie aliene assieme all'introduzione mirata a scopo di ripopolare gli stock selvatici, creare nuovi mercati e attività di pesca o incentivare la pesca sportiva, considerata una delle principali cause di degradazione ambientale e perdita di biodiversità (*Cambray, 2003*). Inoltre, negli ultimi anni nuove tecniche di gestione hanno utilizzato specie alloctone per il controllo fisico e biologico, attraverso la predazione, di specie indesiderate.

2.1.1 Effetti

Il fatto che avvengano cambiamenti all'interno di un ecosistema ospitante una specie alloctona è inevitabile, l'importante è capire se la presenza della specie ospite può essere causa di perdita di biodiversità e di una variazione delle funzionalità dell'ecosistema.

I possibili impatti sulle specie native e sull'ambiente possono essere (*Ribeiro and Leuda, 2012*):

- ibridazione e introgressione genetica: l'ibridazione si riferisce all'accoppiamento tra individui etero specifici o tra individui appartenenti alla stessa specie ma a due differenti sub-specie o popolazioni. La produzione di ibridi porta a una diminuzione del successo riproduttivo della specie parentale, quelli sterili potranno essere dei competitori riproduttivi e quelli fertili potranno essere causa di introgressioni genetiche.
- trasmissione di parassiti e malattie: nuovi agenti patogeni sono introdotti in nuove aree a causa di individui infetti di specie aliene.
- competizione per le risorse: può esserci competizione per spazio vitale e cibo che spesso inducono la specie autoctona a diminuire la propria nicchia ecologica o a modificare la propria dieta.
- predazione: l'introduzione di specie di predatori può apportare rilevanti cambiamenti all'interno della comunità ittica soprattutto nel caso in cui la specie predata sia fortemente endemica e priva di predatori naturali portando ad un forte declino della comunità o anche alla sua estinzione.
- alterazione dell'ecosistema: la presenza di specie aliene porta ad un'inevitabile modificazione della catena alimentare che a sua volta avrà effetti sull'ecosistema. Ad esempio l'introduzione di una specie zooplanktivora porterà alla diminuzione dello zooplankton stesso e quindi alla proliferazione della sua preda (il fitoplankton) che a sua volta sarà causa dell'aumento di eutrofizzazione e torbidità dell'acqua che diminuisce lo sviluppo

di macrofite sommerse, a loro volta fonte di cibo per altre specie. La complessa rete trofica può subire degli effetti inaspettati e difficilmente prevedibili.

2.1.2 Gestione

A monte di qualsiasi azione presa per arginare il fenomeno stanno le misure di prevenzione per cercare di evitare l'introduzione di specie non native in modo da scampare eventuali danni e i costi ad essi associati specialmente per quanto riguarda le introduzioni involontarie che sono totalmente fuori controllo.

Nel caso in cui le azioni di prevenzione falliscano è fondamentale che l'individuazione dell'ingresso di nuove specie avvenga il più presto possibile poichè col passare del tempo sarà più difficile eliminare o controllare la specie aliena ormai pienamente adattata al nuovo habitat. Solitamente i primi avvistamenti vengono fatti dai diretti fruitori dell'ecosistema, come ad esempio i pescatori, ma vengono anche svolte campagne di campionamento apposite che nel caso di ambienti acquatici, possono utilizzare tecniche di pesca come reti da posta, reti da traino, sciabiche, la pesca con l'amo o l'electrofishing (*Wittenberg and Cock, 2001*).

Queste stesse tecniche di pesca sono utilizzate anche nel successivo periodo di gestione e controllo della popolazione alloctona in modo da ridurre l'abbondanza attraverso una rimozione fisica e restituire l'ecosistema alle specie originarie (*Gozlan, 2009*). Si parla di fase di bonifica nel caso in cui si voglia eradicare completamente la specie indesiderata oppure fase di mitigazione se vengono effettuate operazioni a scopo di controllo e limitazione.

2.2 La pesca commerciale

L'uomo pesca da sempre, da quando ha scoperto l'esistenza dei pesci. Con il passare del tempo, i benefici dello sviluppo tecnologico hanno coinvolto anche questo settore che si è evoluto su scala industriale agli inizi del '900 (*Gabriel et al, 2005*). Dopo un periodo di stallo dovuto alla prima e alla seconda guerra mondiale la pesca industriale ha continuato ad espandersi toccando l'apice negli anni '50' e '60 soprattutto nell'emisfero settentrionale (*Clover, 2004*). Negli anni '50 con la nascita della Food Agriculture Organization (FAO) vengono prodotte le prime statistiche globali riguardanti la produzione del settore sulla base dei dati forniti volontariamente dagli stati membri. I dati ufficiali rilasciati dai singoli stati sono ancor oggi solitamente affetti da una serie di distorsioni come l'incompletezza, l'omissione, unità di misura inconsistenti, la mancata classificazione della specie o del luogo di pesca anche perchè potrebbero rivelare informazioni sensibili riguardanti le aree di pesca utilizzate, ma di fatto non li rendono totalmente affidabili (*Watson et al, 2004*). Inoltre, i pescatori tendono a sottostimare la loro produzione, perciò è plausibile pensare che venga dichiarato meno pescato della realtà (*Pauly and Christensen, 2002*). Controcorrente a questa tendenza, fin dalla metà degli anni '80 la Cina ha gonfiato le proprie catture, a causa dell'imposizione statale di incrementare i dati di crescita dell'economia socialista: gli ufficiali cinesi aumentavano i dati di produzione in cambio di promozioni. Questa falsificazione di dati ha continuato fino al

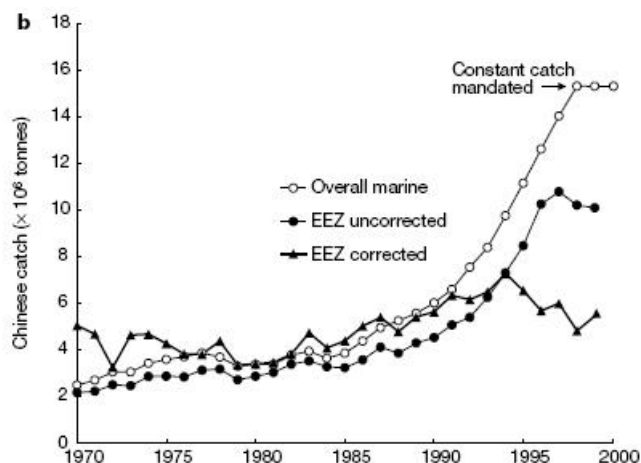


Figura 2.1: Serie storica delle catture da pesca marittima cinesi (Pauly, 2001)

1998 quando la Cina ha proclamato la “zero-growth policy” causando stime totalmente errate per quanto riguarda la prosperità dell’industria della pesca. Tutto ciò è stato scoperto solo nel 2001 grazie al confronto tra le stime di abbondanza locali della risorsa ittica e la quantità globale di pesce sbarcato nei porti, ne è derivata una correzione del trend delle catture globali che non era più crescente come si era sempre pensato ma bensì in diminuzione di circa 0,7 milioni di tonnellate all’anno a partire dalla fine degli anni ’80 (Watson and Pauly, 2001) (Figura2.1).

Sulla base di queste statistiche edulcorate però sono state attuate le strategie di gestione e gli accordi internazionali, dominati da un atteggiamento ottimistico per la crescita del settore ittico. Con la prospettiva di profitti elevati e rapidi la pesca industriale, in contrasto con quella tradizionale su piccola scala, ha continuato a sfruttare le risorse in modo troppo intensivo fino a creare degli stati di eccessivo sfruttamento delle popolazioni pescate, una situazione definita con il termine overfishing.

Lo sforzo di pesca globale, misurato come il prodotto tra potenza totale del motore dei pescherecci e i giorni di pesca (kilowatt giorno), è rimasto più o meno costante tra gli anni ’50 e i ’70 a cui segue un aumento di circa l’ 1,1% annuo fino ad un aumento del 54% nel 2010 rispetto ai livelli del 1950 (Anticamara et al, 2011), Figura 2.2.

In alcuni casi i tassi di prelievo elevati hanno causato delle vere e proprie estinzioni. Il collasso, ovvero una diminuzione delle catture al di sotto del 10% del massimo registrato (Froese and Reyes, 2002), di popolazioni ittiche fortemente localizzate geograficamente ha portato più volte a crisi dell’economia locale totalmente dipendente dallo sfruttamento di queste popolazioni. Purtroppo è più difficile individuare le estinzioni di specie acquatiche rispetto a quelle terrestri, e la distruzione degli habitat causato da metodi di pesca come lo strascico potrebbe aver contribuito al verificarsi di estinzioni non note, almeno a livello locale. Per dare un’idea delle dimensioni dell’impatto della pesca sull’ ambiente marino basti sapere che ogni due anni le reti a strascico spazzano un’area pari all’area totale delle piattaforme continentali (Roberts and Hawkins, 1999).

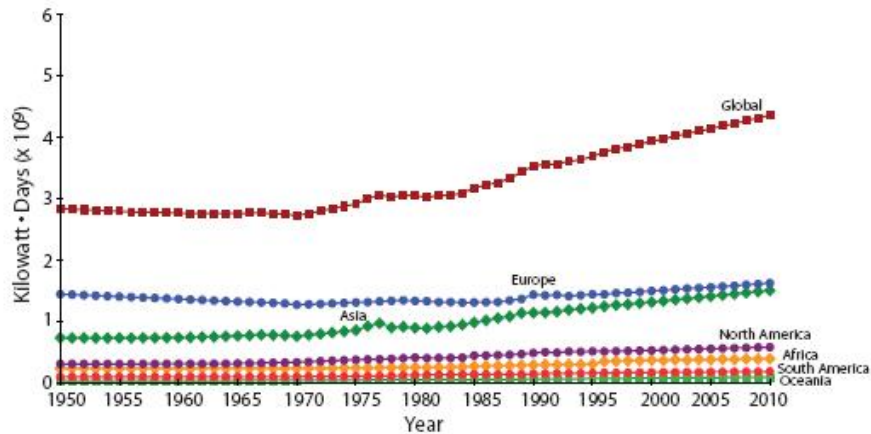


Figura 2.2: Sforzo totale di pesca esercitato globalmente e per continente dal 1950 al 2010, (*Anticamara et al, 2011*)

Anche dal punto di vista economico l'overfishing non porta alcun vantaggio, la Banca Mondiale stima che l'eccesso di pesca attuale porta una perdita economica di 50 miliardi di dollari l'anno (*World Bank, 2009*) causata dall'effetto combinato del crescente sforzo di pesca, diminuzione degli stock e del prezzo del pesce, e dei sussidi che alimentano una pesca infruttuosa e eccessiva (*Sumaila et al, 2009*).

2.2.1 Gli indici dell'overfishing

Oltre alla progressiva diminuzione delle quantità delle catture globali, attraverso l'analisi del pesce pescato e delle aree di pesca possono essere ricavati ulteriori indizzi che confermerebbero lo stato di stress a cui sono sottoposte oggi le popolazioni ittiche.

Attraverso l'osservazione della variazione nella composizione delle catture è possibile osservare come la popolazione ittica stia cambiando, il sovrasfruttamento causato dalla pesca sta portando a una nuova riorganizzazione ecologica delle specie marine. Il numero dei grandi predatori è fortemente diminuito rispetto ai valori antecedenti la pesca industriale (*Myers and Worm, 2003*), e la pesca sposta di volta in volta i suoi obiettivi verso le popolazioni più abbondanti: una volta esaurito uno stock si passa al successivo innescando così una spirale di cambiamenti ecologici spesso imprevedibili (*Worm and Hilborn, 2009*).

L'indice che meglio esprime in modo sintetico la posizione di una specie all'interno di un ecosistema marino è il livello trofico TL. Le specie alla base della catena alimentare, come le alghe, hanno il livello trofico più basso $TL=1$ per definizione; man mano che si risale il livello trofico aumenta come $TL=1+\text{livello trofico della preda}$, fino ad arrivare ai grandi predatori marini aventi un livello trofico pari a 3,5-4,5. L'analisi del pescato globale dimostra la transizione da un TL medio pescato pari a 3,3 del 1950 a un $TL=3,1$ del 1994 con una diminuzione di livello trofico di 0,1 per decade (*Pauly et al, 1998*). La progressiva diminuzione del livello trofico indica una graduale rimozione delle creature marine più grandi, con un periodo di vita più ampio, una maturazione sessuale tardiva e con reclutamento sporadico (*Pauly and Christensen, 2002*) che quindi non riescono a compensare le perdite dovute agli

alti tassi di rimozione. L'iniziale rimozione dei predatori potrebbe avere un effetto a cascata sull'ecosistema portando a un aumento delle prede che a loro volta diverranno nuovo obiettivo di pesca nel caso in cui siano fruibili dall'uomo e così via. Di questo passo il sovrasfruttamento eliminerà un livello trofico dopo l'altro fino alle specie più semplici in un fenomeno che è stato denominato "Fishing down marine food webs" (*Pauly et al, 1998*).

Il livello trofico non varia solamente tra le diverse specie ma anche all'interno di una stessa specie poichè allo stadio larvale esso è minore di quello allo stadio adulto. Inoltre, è direttamente proporzionale alla lunghezza media degli individui, il che significa che l'abbassamento del livello trofico è accoppiato a una diminuzione di lunghezza. Dal punto di vista intra specifico questo significa che un altro effetto diretto della pesca è quello di ridurre la dimensione media e quindi l'età delle specie catturate (*Pauly and Watson, 2005*) con una conseguente decrescita nella fertilità degli individui. Pertanto la diminuzione della lunghezza media degli individui catturati è un indice di depauperamento della fauna ittica.

Altro segnale dell'entità della pressione che la pesca esercita sull'ambiente è la sua espansione geografica. Oggigiorno, situazioni di sostenibilità si trovano solo nelle aree in cui la popolazione ittica è naturalmente protetta grazie a una distribuzione spaziale non raggiungibile dalle operazioni di pesca (*Pauly and Christensen, 2002*). Ormai però le uniche zone non considerate dall'industria peschiera sono quelle improduttive del mare aperto e quelle relativamente inaccessibili dell'Artico e dell'Antartico. L'estensione su scala globale della pressione della pesca ormai coinvolge anche l'emisfero meridionale del pianeta spingendosi sempre più lontano dalla costa (*Watson, 2011*). L'espansione verso Sud avviene ad un tasso di circa un grado di latitudine all'anno. Nella metà degli anni '90 un terzo degli oceani e due terzi delle piattaforme continentali erano sfruttate (*Swartz et al, 2010*). Il raggio d'azione della pesca non si è esteso solo in superficie: la capacità di pesca è aumentata anche in profondità (*Pauly et al, 2005*) coinvolgendo popolazioni di dimensioni maggiori ma più vulnerabili perchè aventi un ciclo di vita più lungo e una crescita lenta (*Morato et al, 2006*).

2.2.2 Effetti

La persistenza dello stato attuale potrebbe portare conseguenze non solo ecologiche ma anche economiche e sociali, diverse ma strettamente connesse tra loro.

La conseguenza più immediata a cui si può pensare è la perdita di biodiversità attraverso l'estinzione delle specie target. Si è stimato che il mantenimento dello status quo potrebbe portare al collasso tutte le specie pescate nel 2048 (*Worm et al, 2006*). Questo effetto non solo ha un valore "di per sè" ma coinvolge uno scenario più ampio. La diminuzione di biodiversità porta a una perdita di stabilità degli ecosistemi: gli ambienti acquatici potrebbero essere più vulnerabili alle variabili ambientali e non essere in grado di contrastarle, ad esempio venendo a mancare la capacità di fornire cibo o mantenere la qualità dell'acqua (*Worm, 2006*). La semplificazione della catena alimentare e la riduzione delle classi d'età dovuti alla pesca eccessiva rende la popolazione strettamente dipendente dal reclutamento annuale, il che

comporta un aumento di variabilità e una impossibilità nel effettuare stime di abbondanza e quindi predire le quote di cattura (*Pauly, 2002*).

Nel circolo vizioso tra la diminuzione della disponibilità della risorsa e un aumento sempre maggiore della richiesta di pesce da parte dei paesi sviluppati, i paesi in via di sviluppo vendono gli accessi alle aree di pesca dei loro territori o esportano pesci di alto valore (che solitamente sono quelli a rischio estinzione) a causa della necessità di generare valuta pregiata per ripagare i loro debiti (*Pauly, 2005*). Il pescato di queste zone, soprattutto le coste dell’Africa orientale, è quasi completamente destinato all’esportazione che nel 2010 costituiva il 38% del pescato globale (*FAO, 2012*). In molte aree costiere la cui unica risorsa è il mare lo sfruttamento da parte della pesca d’altura lascia poche risorse alla pesca artigianale a piccola scala non sufficienti a generare reddito e sussistenza innescando processi migratori (*Atta-Mills, 2004*).

Per questi e altri motivi è importante che la pesca sia regolamentata a livello locale e internazionale e soprattutto che gli enti che si occupano di questo settore siano in grado di far rispettare le regole al fine di evitare disastri ambientali che potrebbero compromettere lo stato degli ecosistemi e l’economia di numerosi stati.

2.2.3 Gestione

Le popolazioni ittiche sfruttate dalla pesca industriale presentano caratteristiche di rinnovabilità, ovvero la capacità di riprodursi, e caratteristiche di accesso libero. Queste peculiarità però ne rendono la fruibilità oculata e razionale quanto mai complicata e difficile da attuare (*Gatto, 2007-2008*). La rinnovabilità implica che la produzione è inversamente proporzionale all’impegno applicato dall’uomo per usufruire della risorsa: una popolazione altamente sfruttata nel lungo periodo tende a produrre meno biomassa e quindi meno risorsa sfruttabile per l’uomo. La seconda caratteristica, l’accesso libero, implica che la risorsa non è di proprietà di nessuno e grazie alla sua mobilità non sono spesso applicabili neppure i diritti territoriali.

Nel caso delle risorse naturali rinnovabili si parla di sfruttamento sostenibile quando si esercita un prelievo che consente alla risorsa di rigenerarsi, permettendo così che questa si tramandi alle generazioni future. Andrebbero quindi applicate politiche di gestione dotate di visione su orizzonti di lungo periodo in modo da coordinare al meglio le attività umane con i ritmi della natura.

Il fatto stesso che la risorsa sia rinnovabile, comune e ad accesso libero porta ogni agente operante nel settore a ritenere che il proprio prelievo sia trascurabile comparato al prelievo totale, e perciò reputa influente un proprio atteggiamento “moderato” se non condiviso anche da tutti gli altri soggetti (*Bischi, 2004*). Questo approccio “miope” è favorito anche dall’ampliamento dei mercati e dalla concorrenza globale che pretendono dei ritorni immediati agli investimenti fatti senza tener conto che probabilmente in futuro l’esaurimento della risorsa porterà inevitabilmente a perdita di profitto con gravi danni sia economici che sociali. Un’efficace esemplificazione della situazione è dato dal Dilemma dei pescatori (*Clark, 1981*). Questo esempio dimostra che in assenza di una cooperazione o regolamentazione “super partes”, per un pescatore sarà sempre più conveniente pescare al massimo sforzo qualunque strategia ap-

plichì il concorrente. La ricerca del massimo beneficio individuale porta inevitabilmente al peggior rendimento collettivo e ad una situazione di inefficienza economica.

La gestione del settore della pesca ha lo scopo di proteggere la risorsa ittica per rendere possibile uno sfruttamento sostenibile. I sistemi di gestione moderni spesso si riferiscono a un sistema governativo di leggi appropriate basate su obiettivi definiti e strumenti di gestione accompagnati da sistemi di monitoraggio e controllo. Secondo la FAO non esistono “definizioni chiare e generalmente accettate di gestione della pesca”, tuttavia la definizione operativa più citata e utilizzata dalla stessa FAO è “Il processo integrato di raccolta delle informazioni, analisi, progettazione, consulenza, processi decisionali, allocazione delle risorse e la formulazione e l’attuazione, con l’attuazione se necessario, di regolamenti o norme che disciplinano le attività di pesca al fine di garantire una produttività continua delle risorse e la realizzazione di altri obiettivi nel settore della pesca.” (*FAO, 1997*).

Agli obiettivi di gestione della pesca sono associati specifici valori di riferimento necessari a raggiungerli. Tali valori di riferimento vengono anche definiti come reference point (*Silvestri, 2006*) e possono essere divisi in quattro categorie, spesso in conflitto tra loro:

- l’obiettivo biologico: punta alla massimizzazione della produzione biologica e ha come valore di riferimento quello corrispondente al rendimento massimo sostenibile (MSY, Maximum Sustainable Yield), cioè quel valore per cui il livello di sforzo di pesca sarà tale da consentire il massimo delle catture ottenibili e sostenibili nel lungo periodo;
- l’obiettivo economico: lo scopo è l’efficienza economica spesso riferita al massimo rendimento economico (MEY, Maximum Economic Yield);
- l’obiettivo sociale: in questo caso si punta a massimizzare il numero di persone impiegate e la distribuzione del reddito (MJY, Maximum Job Yield) (*Hilborn, 2006*);
- l’obiettivo politico: principale scopo della politica è quello di trovare una giusta via di mediazione tra i soggetti interessati ed evitare i conflitti.

Le misure utilizzate per il raggiungimento di tali obiettivi possono essere molto diverse tra loro e possono variare a seconda dell’obiettivo prefissato, la zona di pesca e la specie di pesce cacciata. Le misure gestionali si dividono in due categorie: i controlli degli input (che comprendono fermi stagionali, aree esclusive, allocazione dello sforzo, ecc.) e quelli degli output (che riguardano la cattura stessa e il mix di taglie della cattura e comprendono ad esempio TAC, totale ammissibile delle catture, e quote individuali) (*Silvestri, 2006*). Le più comuni strategie di gestione sono (*Gatto, 2003*):

- sistema delle quote: in questo caso è possibile rimuovere al massimo un numero prefissato di pesci nell’unità di tempo prefissata. È la forma di regolamentazione più semplice e forse anche la più utilizzata.
- limitazione dello sforzo di pesca: applicabile attraverso la concessione di un numero limitato di licenze di pesca o limitazione della stagione di pesca.

- mantenimento a livelli costanti dello stock riproduttore: si rimuove tutto ciò che eccede la quantità dello stock riproduttore ma richiede metodi molto costosi per una stima accurata della quantità di riproduttori.
- imposizione di tasse: regolamentazione di tipo fiscale che prevede una tassazione sulla quantità di pesce pescato, ma è un sistema che raramente viene preso in considerazione.
- sussidi: può sembrare un paradosso ma molti governi concedono sussidi proporzionali allo sforzo alle comunità di pescatori. È una strategia di gestione con obiettivi sociali che si scontra con quello biologico ed economico favorendo lo sfruttamento della risorsa e l'inefficienza economica.

In un sistema complesso, quale è quello della pesca, non è sempre evidente quale sarà la risposta del sistema ad una determinata misura di gestione. Inoltre, è ancor più difficile prevedere gli effetti indiretti di alcune misure.

Capitolo 3

Status degli stock¹

Il modo più rapido e semplice per ricavare una valutazione quantitativa, ancorché sommaria, dello stato di salute, in termini di abbondanza, delle popolazioni ittiche è analizzare gli sbarchi globali sul mercato ittico. Secondo lo *State of World Fisheries and Aquaculture 2012* recentemente pubblicato dalla FAO, la produzione globale della pesca si sarebbe stabilizzata all'incirca su 90 milioni di tonnellate (Tabella 3.1) con fluttuazioni interannuali, marcate variazioni tra paesi, specie e aree di pesca, in contrasto con la domanda dei mercati per il consumo di pesce avente un trend sempre crescente.

Queste valutazioni riguardano soltanto la parte di pescato sbarcata nei porti derivante da attività registrate e regolamentate. Le popolazioni ittiche infatti sono esposte anche ad altri fattori che aumentano la pressione dell'industria della pesca sugli ecosistemi.

Uno di questi è il cosiddetto bycatch, ovvero la cattura accidentale di esemplari di specie target ma di età o taglia non adeguata alla commercializzazione o la cattura incidentale di specie non target, non commerciate per lo scarso valore sul mercato o protette (*Lewison, 2004*). Gli individui catturati come bycatch sono rigettati in mare spesso gravemente feriti o senza vita, costituendo così gli scarti della pesca (*Zeller, 2005*) che rappresenterebbero ben il 40,4% del pescato totale (*Davies, 2009*).

Un altro fenomeno in continua crescita è quello del cosiddetto Illegal Unreported and Unregulated fishing, IUU, una pesca che sfugge a qualsiasi tipo di controllo e regolamentazione praticata da imbarcazioni che non fanno riferimento ad alcuno stato o a stati che non fanno parte di organizzazioni di pesca (*Le Gallic, 2006*). E' un problema di livello globale che danneggia economicamente tutti i tipi di pesca legale e non prende minimamente in considerazione i rischi per le risorse ittiche contribuendo al depauperamento delle condizioni degli stock. Sovradimensionamento delle flotte, gestioni inefficaci e sussidi ne sono tra le maggiori

¹Gli stock sono sub-popolazioni di una determinata specie ittica. Tutte le specie hanno dei limiti alla loro espansione geografica determinati dall'adattamento alle condizioni ambientali e al successo nella competizione con altre specie concorrenti. Nei pesci, inoltre, c'è una tendenza all' "isolamento riproduttivo" perciò gli appartenenti a una sub popolazione avranno la tendenza ad accoppiarsi tra loro ed è per questo che possono esistere differenze genetiche o variazioni morfologiche tra sub popolazioni di una stessa specie. Uno stock di pesce viene misurato in termini di «biomassa» (*Del Gatto, 2001*) che per uno stock non sfruttato varia a seconda di vari fattori interni ed esterni, per fattori interni si intende la dimensione dello stock mentre quelli esterni possono essere definiti come la disponibilità di cibo, la presenza di predatori e le condizioni ambientali.

Tabella 3.1: Produzione della pesca e utilizza a scala globale (FAO, 2012)

	2006	2007	2008	2009	2010	2011
PRODUZIONE (Millioni di tonnellate)						
Acque interne	9,8	10,0	10,2	10,4	11,2	11,5
Marina	80,2	80,4	79,5	79,2	77,4	78,9
Catture totali	90,0	90,3	89,7	89,6	88,6	90,4
UTILIZZO						
Consumo Umano	114,3	117,3	119,7	123,6	128,3	130,8
Utilizzo non per cibo	23,0	23,0	22,9	21,8	20,2	23,2
Popolazione umana (miliardi)	6,6	6,7	6,7	6,8	6,9	7,0
Razione pro capite di pesce come cibo (kg)	17,4	17,6	17,8	18,1	18,6	18,8

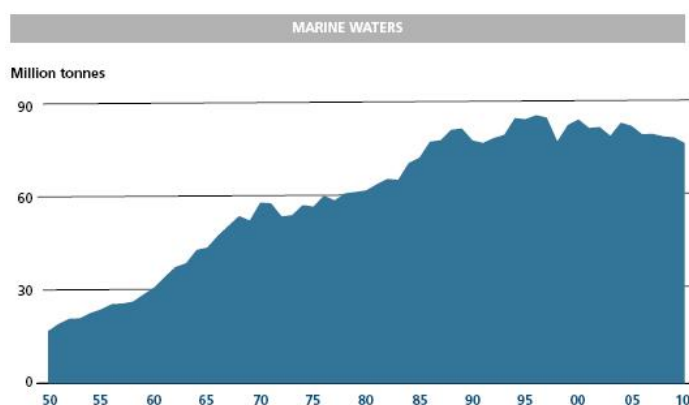


Figura 3.1: Produzione globale da catture marine, (FAO, 2012)

cause, accompagnate dalla sostanziale inefficacia da parte delle leggi internazionali (OECD, 2005).

E' perciò plausibile ipotizzare che le stime ufficiali sulla salute delle risorse acquatiche siano sottostimate e che in realtà la situazione per le popolazioni ittiche possa essere peggiore di quella presentata, ma di fatto è praticamente impossibile da definire con certezza.

3.0.4 Le popolazioni marine

La pesca delle specie marine ha conosciuto varie fasi aumentando il pescato da 16,8 milioni di tonnellate nel 1950 a un picco di 86,4 milioni di tonnellate nel 1996, a cui è seguito un declino fino a stabilizzarsi a circa 80 milioni di tonnellate all'anno (Figura 3.1).

L'analisi della popolazione ittica marina evidenzia come la proporzione di stock non completamente sfruttati sia diminuita gradualmente dal 1974 (anno della prima valutazione com-

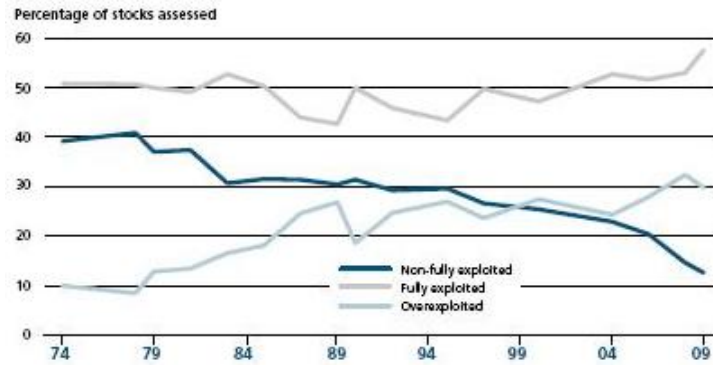


Figura 3.2: Stato degli stock marini (FAO, 2012)

pleta da parte della FAO) toccando nel 2009 il 12,7 %, mentre è aumentata la percentuale di stock sovrasfruttati da un 10 per cento degli anni '70 a un 26 per cento del 1989. Dopo gli anni '90 il numero di stock sovrasfruttati è aumentato ma più lentamente arrivando al 29,9% del 2009. La frazione degli stock completamente sfruttati è rimasta più o meno costante nel tempo e nel 2009 risultava essere il 57.4 % (Figura 3.2).

Per definizione, una popolazione si dice pienamente sfruttata quando lo stock produce catture che coincidono o sono molto simili alla produzione massima sostenibile, MSY^2 , che è il rendimento che si ha in corrispondenza del massimo tasso di crescita (Gatto, 2003). Pertanto per questi stock non esistono ulteriori margini di aumento della produzione e senza un adeguata gestione potrebbe esserci rischio di declino. Uno stock sovrasfruttato produce un rendimento minore rispetto al suo potenziale biologico.

Gli stock non completamente sfruttati subiscono una pressione da pesca relativamente bassa e potrebbero aumentare la loro produzione facendo però attenzione che non finiscano per venire sovrasfruttati.

Inoltre la FAO dichiara che il declino delle catture globali degli ultimi anni, associato ad un aumento delle percentuali di stock ittici sovrasfruttati e concomitante ad una riduzione della percentuale di specie marine non completamente sfruttate, indica che lo stato delle risorse ittiche marine è in una situazione “preoccupante” e ha un impatto negativo sulla produzione del settore pesca. Il sovrasfruttamento non solo causa danni ambientali ma anche una riduzione della produzione, con conseguenze negative che si ripercuotono sulla società e l'economia. Pertanto i piani di gestione devono pianificare degli interventi per la ricostituzione delle popolazioni ittiche eccessivamente sfruttate.

²In ecologia delle popolazioni, il massimo rendimento sostenibile, o MSY (maximum sustainable yield), è teoricamente la più grande produzione (o catture) che può essere presa da uno stock su un periodo indefinito. Il concetto di MSY ha lo scopo di mantenere la dimensione della popolazione al punto di massimo tasso di crescita, prelevando gli individui che normalmente si aggiungerebbero alla popolazione consentendo che questa continui a essere produttiva.

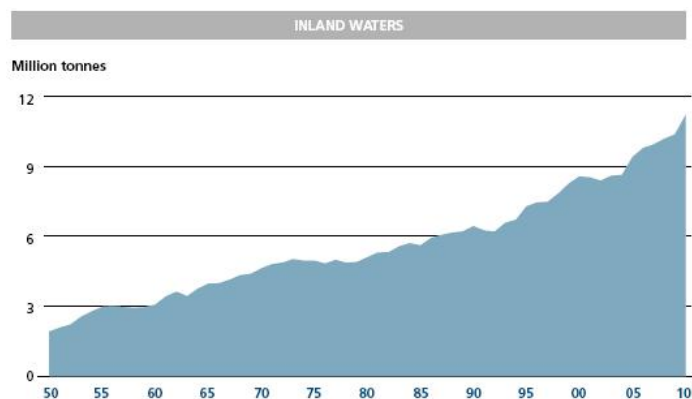


Figura 3.3: Produzione globale da catture in acque interne (FAO, 2012)

3.0.5 Le popolazioni delle acque interne

La valutazione di questo tipo di popolazioni è ancora più difficoltosa rispetto a quella delle popolazioni marine. Le cause di un'analisi meno precisa includono (FAO, 2012):

- La natura molto dispersa di questo settore, con numerosi siti e tipologie di pesca;
- il grande numero di persone coinvolte e la stagionalità dello sforzo di pesca;
- un vocazione per lo più di sussistenza a piccola scala;
- il fatto che le catture sono spesso consumate sul luogo di pesca senza entrare nei mercati ufficiali;
- la mancanza di capacità e risorse per la raccolta di dati adeguati;
- le attività non legate alla pesca possono influenzare grandemente l'andamento delle popolazioni;

Questi sono i principali motivi per cui non è possibile replicare la panoramica fornita per gli stock marini. Un altro fattore che contribuisce alle difficoltà nel dare una valutazione adeguata è la definizione di "stock". Pochissime zone di pesca hanno stock definiti precisamente o a livello di specie, molte di queste risorse sono individuate per specchio d'acqua o fiume e comprendono numerose specie.

In generale si può affermare che la produzione è in crescita, con un aumento di 2,6 milioni di tonnellate tra il 2004 e il 2010 che rappresenta il 30% rispetto della produzione 2004, Figura 3.3. Il trend positivo della produzione è attribuibile principalmente ai paesi asiatici, il cui contributo si aggira sul 70% del pescato totale.

Tuttavia si ritiene che le acque interne siano soggette a sovrasfruttamento in molte parti del mondo e che le variazioni ambientali causate dall'uomo abbiano degradato fortemente importanti bacini, nei paesi in cui questo settore è molto importante la maggior parte delle catture sono effettuate in specchi d'acqua ripopolati artificialmente.

Capitolo 4

ALADYM

ALADYM, age-length based dynamic model, è un modello di simulazione a singola specie per la valutazione di diversi scenari di gestione, scritto in linguaggio R ed open source. È stato creato da Lembo et al., COISPA Tecnologia&Ricerca - Stazione sperimentale per lo Studio delle Risorse del Mare, all'interno del programma FISBOAT finanziato dall'unione europea dal 2004 al 2007. Tale programma aveva come scopo quello di affrontare il problema relativo all'inaffidabilità delle valutazioni degli stock ittici attraverso l'uso di nuovi metodi basati esclusivamente su dati forniti da navi di ricerca scientifica e non da navi dedite alla pesca commerciale.

I fishery models sono generalmente utilizzati per predire la produzione degli stock e gli impatti a lungo termine delle dinamiche dell'attività di pesca. Gran parte dei modelli utilizzano per le loro simulazioni dati dipendenti dalla pesca stessa, ad esempio dati sulle catture, ma non sempre questi dati sono di buona qualità o facilmente reperibili. ALADYM è un modello di simulazione che non ha bisogno di questo tipo di dati, sebbene abbia la capacità di predire le catture, ed è perciò particolarmente adatto nei casi in cui il settore della pesca non sia in grado di fornire informazioni affidabili.

La popolazione ittica è simulata generando il numero di individui attraverso una relazione stock-reclutamento e usando parametri di crescita, maturazione e rapporto sessi. La possibilità di definire i parametri biologici della popolazione attraverso differenti opzioni consente al modello di adattarsi a diversi tipi di stock.

Sono simulate anche le rimozioni e il tasso di mortalità totale ricavato al di fuori del modello da dati non dipendenti dalla pesca, ad esempio da campagne di campionamento, è usato come input. Il modello divide la mortalità totale in mortalità naturale e da pesca: la prima definita da un valore costante o da un vettore, la seconda ricavata dalle metodologie di pesca e da un coefficiente di attività. In questo modo sono generate sia le catture che le perdite naturali.

ALADYM è progettato in modo da ben adattarsi specialmente alle dinamiche di popolazioni caratterizzate da un intervallo di vita breve e una crescita piuttosto rapida. Per questo motivo è stato adottato un passo temporale mensile, utile comunque anche a pesci con un periodo di vita più lungo e una crescita più lenta, che consente l'analisi della variazione

interannuale dei risultati ottenuti.

Lo scopo principale è quello di fare delle previsioni delle conseguenze derivanti dall'attuazione di diversi scenari di sforzo applicati su indicatori della popolazione facilmente ricavabili in campo. Infatti, oltre alla simulazione delle dinamiche delle popolazioni ALADYM può essere utilizzato per:

- comparare diversi scenari di gestione sul medio e lungo termine;
- valutare cambiamenti nei valori e nella sensibilità di indicatori sensibili sotto differenti regimi di gestione;
- comprendere le risposte degli indicatori di popolazione nel tempo sotto diversi livelli di pressione;
- determinare reference points in corrispondenza di criteri di sostenibilità e fattibilità.

Sono molte le misure di gestione che possono essere implementate in ALADYM. Riguardano interventi relativi alla mortalità totale Z_t , la selettività degli strumenti di pesca e l'attività di pesca. Gli effetti di queste misure sono poi analizzate in termini di sostenibilità della popolazione sul lungo periodo.

Ad oggi i difetti di questo modello sono per lo più legati alla mancanza di componenti spaziali ed ambientali, allo stato attuale non è in grado di simulare scenari complessi in cui agiscono in modo combinato diverse tecniche di pesca, in diverse aree e su differenti periodi di tempo. Inoltre, un modello con approccio su una singola specie potrebbe sembrare sorpassato in quanto ormai è un dato di fatto che valutazioni di sostenibilità con un tipo di approccio multidisciplinare, che quindi prendono in considerazione implicazioni sia ecologiche che economiche che sociali del problema, siano più robuste e utili. Tuttavia è necessario che le decisioni di gestione siano sostenibili per tutto l'ecosistema ma anche per la singola popolazione, questo tipo di analisi quindi è ancora utile se inserito in un contesto più ampio affiancato alle nuove tecniche di valutazione.

4.1 Componenti del modello

Il modello simula le dinamiche di popolazione della singola specie tenendo conto delle differenze tra i sessi nella crescita, nella maturazione e nella mortalità utilizzando un passo temporale mensile Δt (Figura 4.1). In totale vengono effettuate quattro simulazioni:

- maschi non sfruttati,
- femmine non sfruttate,
- maschi sfruttati,
- femmine non sfruttate;

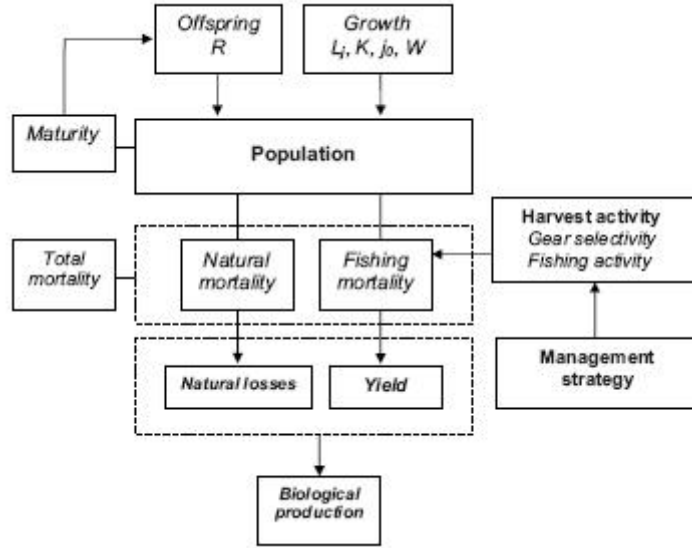


Figura 4.1: Schema dei componenti funzionali di ALADYM (*Lembo et al, 2009*)

Le dinamiche della popolazione discreta sono formulate seguendo la simultanea evoluzione di diverse coorti a intervallo mensile:

$$N_{(t+\Delta t),j} = N_{t,j} \cdot e^{-(F_{t,j}+M_{t,j})\cdot\Delta t} \quad (4.1)$$

dove j indica l'età, t il tempo, M e F la mortalità naturale e da pesca.

La crescita individuale è modellizzata secondo la funzione di crescita di von Bertalanffy:

$$L_j = L_\infty \cdot (1 - e^{-K\cdot(j-j_0)}) \quad (4.2)$$

dove

L_j è la lunghezza dell'individuo all'età j ,

K è il tasso di crescita,

L_∞ è la lunghezza asintotica per cui la crescita è nulla,

j_0 è l'età in cui l'individuo ha una lunghezza pari a zero (per tale motivo j_0 è solitamente un numero negativo).

Per ogni classe d'età la lunghezza media \bar{L}_j nell'intervallo $(j + \Delta j)$ è calcolata nel seguente modo:

$$\bar{L}_j = L_\infty + \frac{(L_j - L_{j+\Delta j})}{K \cdot \Delta j} \quad (4.3)$$

Il peso all'età media W_j è dato dalla relazione lunghezza-peso:

$$W_j = a\bar{L}_j^b \quad (4.4)$$

La mortalità naturale può essere un valore costante per tutte le classi di età oppure un vettore variabile per età calcolato al di fuori del modello e utilizzato come input. Un terza opzione è quella di calcolare un vettore internamente al modello sfruttando la relazione di Chen and Watanabe (1989):

$$M_j = \begin{cases} \frac{K}{1-e^{-K \cdot (j-j_0)}} & j \leq j_M \\ \frac{K}{1-d+K \cdot d \cdot (j-j_M) - \frac{1}{2}K^2 \cdot d \cdot (j-j_M)} & j > j_M \end{cases} \quad (4.5)$$

dove

$$d = e^{-K \cdot (j_M - j_0)}$$

$$j_M = -\frac{1}{K} \cdot \ln |1 - e^{K \cdot j_0}| + j_0.$$

I parametri j_0 e K sono gli stessi dell'equazione di accrescimento di von Bertalanffy, j_M rappresenta l'età alla fine del periodo riproduttivo.

La mortalità totale Z_t è un valore in ingresso al modello ed è ricavabile ad esempio dai dati di campagne di campionamento con rete a strascico. Questo parametro influenza molto il comportamento del modello, tuttavia è difficilmente ottenibile diviso per età e a passo temporale mensile. Per questo motivo viene introdotto il vettore Z'_t al fine di simulare variazioni mensili della mortalità totale. Per calcolare questo vettore è stata sviluppata una procedura apposita. L'algoritmo inizializza il vettore Z'_t con i valori disponibili di Z_t e iterativamente ad ogni passo rettifica gli ingressi di Z'_t per minimizzare le differenze tra l'input Z_t e quella calcolata dal modello su base annuale:

$$Z_t''' = \frac{1}{\Delta t} \cdot \ln \left(\frac{\sum_{j=1}^m N_{t,j}}{\sum_{j=2}^m N_{t+\Delta t,j}} \right) \quad (4.6)$$

dove m è il numero delle coorti. Questa ottimizzazione è eseguita secondo il metodo dei minimi quadrati, perciò alla fine di ogni ciclo la differenza minimi quadrati tra la mortalità totale calcolata e quella osservata è calcolata come:

$$\min_{Z'} \sum_t \left(Z_t''' - Z_t \right)^2. \quad (4.7)$$

Si raggiunge la convergenza quando la variazione della Funzione 4.7 è inferiore a 10^{-3} tra due iterazioni consecutive. Questo vettore Z'_t sarà quindi utilizzato come parametro del modello.

Per ricostruire l'attività di pesca, la mortalità ad essa associata $F_{t,j}$ è modellata per ogni coorte come funzione della lunghezza a cui è associata un coefficiente di attività $f_{act}(t)$ che assume valore pari a zero in caso di chiusura della pesca:

$$F_{t,j} = F'_f(t) \cdot Sel(\bar{L}_j, t) \cdot f_{act}(t) \quad (4.8)$$

Il fattore $Sel(\bar{L}_j, t)$ è la selettività della pesca rispetto alla taglia dei pesci \bar{L}_j al tempo t mentre $F'_f(t)$ è legato alla mortalità da pesca dalla relazione $F'_f(t) = Z'_t - M_{min}$ con M_{min} minimo valore di M .

Il modello perciò calcola i parametri per l'Equazione 4.1 come:

$$Z''_{t,j} = F_{t,j} + M_j \quad (4.9)$$

Ad ogni passo mensile di simulazione viene calcolata anche la mortalità da pesca relativa a ciascuno strumento utilizzato modulando la massima F per mezzo della selettività e la proporzione di produzione dei differenti attrezzi:

$$F_g(a) = (Z_{inp} - mean(M)) \cdot Sel_g(a) \cdot f_{act,g} \cdot p_g \quad (4.10)$$

dove

$f_{act,g}$ è il coefficiente di pesca dell'attrezzo g (gear)

$Sel_g(a)$ la selettività dell'attrezzo g nella classe d'età a

Z_{inp} è la mortalità totale in input

$mean(M)$ la mortalità naturale media sulle classi d'età

p_g è una stima della proporzione di F dovuta all'attrezzo g definito dall'utente.

La F generale è calcolata come somme delle mortalità per strumento:

$$F_{tot}(a) = \sum_g F_a(a) \quad (4.11)$$

Dopo la stima di F , la nuova Z ottenuta dalla somma di F e M per classe d'età è utilizzata per calcolare il numero delle catture relative al singolo strumento:

$$C_g(a) = \frac{F_g(a)}{Z(a)} \cdot \left(N_{t-\Delta t} \cdot \left(1 - e^{-Z(a)\Delta t} \right) \right) \quad (4.12)$$

La proporzione di pesci selezionati $Sel(\bar{L}_j, t)$ della coorte j è calcolata da una delle due seguenti relazioni in base alla scelta dell'utente:

$$Sel(\bar{L}_j, t) = \frac{1}{1 + e^{\left(\frac{2 \cdot \ln(3)}{SR_t}\right) \cdot (L_{50\%}(t) - \bar{L}_j)}} \quad (4.13)$$

$$Sel(\bar{L}_j, t) = \frac{1}{1 + e^{\left(\frac{2 \cdot \ln(3)}{SR_t}\right) \cdot (L_{50\%}(t) - \bar{L}_j)}} \cdot \frac{1}{1 + e^{\left(\frac{-2 \cdot \ln(3)}{DSR_t}\right) \cdot (D_{50\%}(t) - \bar{L}_j)}} \quad (4.14)$$

dove

$L_{50\%}(t)$ è la lunghezza alla prima cattura

$SR_t = L_{75\%}(t) - L_{25\%}(t)$ è l'intervallo di selezione

$D_{50\%}(t)$ e $DSR_t = D_{25\%}(t) - D_{75\%}(t)$ sono i parametri che tengono conto della ridotta vulnerabilità dei pesci di dimensioni maggiori.

La produzione Y (yield) nell'intervallo $(t, t + \Delta t)$ per la classe d'età j è calcolata secondo l'equazione di Baranov:

$$Y_{t,j} = \frac{F_{t,j}}{Z''_{t,j}} \cdot N_{t,j} \cdot \left(1 - e^{-Z''_{t,j} \cdot \Delta t}\right) \cdot W_j \quad (4.15)$$

È inoltre possibile calcolare la produzione in funzione della strumentazione utilizzata:

$$Y_g(a) = \sum_g C_g(a) \cdot w(a) \quad (4.16)$$

$$Y_{tot} = \sum_a Y_g(a) \quad (4.17)$$

con $w(a)$ peso di ciascuna classe d'età a .

La lunghezza media e l'età media delle catture in funzione dell'attrezzo da pesca possono essere ricavate nel seguente modo:

$$Lenght_{mean,g} = \frac{\sum_a C_g(a) \cdot lenght}{\sum_a C_g(a)} \quad (4.18)$$

$$Age_{mean,g} = \frac{\sum_a C_g(a) \cdot age}{\sum_a C_g(a)} \quad (4.19)$$

La maturità sessuale degli individui è in funzione della lunghezza L ed è calcolata secondo un modello ogiva, la proporzione di individui maturi per classe d'età sarà quindi:

$$Mat_j = \frac{1}{1 + e^{\left(\frac{2 \cdot \ln(3)}{MR}\right) \cdot (L_{m50\%} - L_j)}} \quad (4.20)$$

dove

$L_{m50\%}$ è la lunghezza alla quale il 50% dei pesci è maturo

$MR = L_{m75\%} - L_{m25\%}$ è l'intervallo di maturità, la differenza tra la lunghezza in cui il 75% dei pesci è maturo e quella in cui è maturo il 25%.

Durante la simulazione vengono analizzate due popolazioni del tutto identiche ma soggette a differenti tipi di mortalità: la popolazione sfruttata è affetta sia dalla mortalità naturale che da quella da pesca, mentre la popolazione non sfruttata soltanto dalla mortalità naturale.

Per la popolazione sfruttata dall'attività di pesca, sulla quale perciò agisce una $F > 0$, la biomassa totale $B_{t,j}$ e la biomassa dello stock riproduttore $SSB_{t,j}$ della classe d'età j al tempo t saranno:

$$B_{t,j} = N_{t,j} \cdot W_j \quad (4.21)$$

$$SSB_{t,j} = N_{t,j} \cdot W_j \cdot Mat_j \quad (4.22)$$

In modo del tutto analogo per la popolazione non sfruttata e quindi non soggetta a pesca, per la quale $F = 0$, la biomassa totale $UB_{t,j}$ (unexploited biomass) e la biomassa dello stock in grado di riprodursi $USSB_{t,j}$ avremo:

$$UB_{t,j} = UN_{t,j} \cdot W_j \quad (4.23)$$

$$USSB_{t,j} = UN_{t,j} \cdot W_j \cdot Mat_j \quad (4.24)$$

con $UN_{t,j}$ pari al numero di individui di età j al tempo t che sono soggetti a una $F = 0$.

Per quanto riguarda la relazione stock-reclutamento ALADYM permette di scegliere diverse opzioni:

- Beverton and Holt (1957):

$$R = \frac{S}{\alpha + \beta S} \quad (4.25)$$

- Ricker (1954):

$$R = \alpha \cdot S \cdot e^{(-\beta S)} \quad (4.26)$$

- Shepherd (1982):

$$R = \frac{\alpha \cdot S}{1 + \left(\frac{S}{\gamma}\right)^\beta} \quad (4.27)$$

- Barrowman and Myers (2000):

- Hockey stick:

$$R = \alpha \cdot \min(S, S^*) = \begin{cases} \alpha \cdot S & S < S^* \\ \alpha \cdot S^* & S > S^* \end{cases} \quad (4.28)$$

- Quadratic hockey stick:

$$R = \begin{cases} \alpha \cdot S & S \leq S^* \cdot (1 - \delta) \\ \alpha \cdot \left(S - \frac{(S - S^* \cdot (1 - \delta))^2}{4\delta \cdot S^2} \right) & S^* \cdot (1 - \delta) < S < S^* \cdot (1 + \delta) \\ \alpha \cdot S^* & S \geq S^* \cdot (1 + \delta) \end{cases} \quad (4.29)$$

dove R e S rappresentano il numero di reclute e di riproduttori, ALADYM però utilizza per queste relazioni la biomassa dei riproduttori $SSB_{t,j}$ anziché il loro numero, mentre α , β , γ , δ , S^* sono parametri da inserire nel modello.

Il numero dei riproduttori è dato da:

$$S_t = \sum_j N_{(t-\lambda),j} \cdot Mat_j \quad (4.30)$$

dove λ è l'intervallo di tempo, in mesi, che intercorre tra la deposizione delle uova e la nascita, utile per specie che hanno lunghi tempi di incubazione.

Gli eventi di reclutamento sono flessibili e dipendono dalla biologia della specie analizzata. Per tener conto degli impulsi di reclutamento viene introdotta la funzione PoO_t :

$$R'_t = PoO_t \cdot R_t(S_t) \quad (4.31)$$

dove PoO_t è la proporzione di nuovi nati che entrano nello stock al tempo t , R_t è il numero mensile di nuovi nati calcolato tramite la relazione stock reclutamento e R'_t è il numero di nuovi nati che effettivamente entrano nello stock parentale al mese t . Questo numero è diviso per sesso a seconda del rapporto sessi mensile dato in input in base alle conoscenze biologiche della specie.

In alternativa all'utilizzo della relazione stock reclutamento può essere inserito nel modello un vettore di nuovi nati.

Per prendere in considerazione l'incertezza legata ai valori dei parametri alcuni di essi sono rappresentati dalla loro funzione di densità di probabilità (*pdfs*) invece che dai loro valori medi. Le *pdfs* possono essere assegnate ad ogni parametro e sono scelte dal seguente elenco:

- log-normale
- normale
- gamma
- uniforme

Seguendo il metodo Monte Carlo, sono estratti dalle *pdfs* selezionate campioni casuali per il reclutamento, la crescita individuale e la taglia di maturità per creare una distribuzione della popolazione iniziale. Questa popolazione sarà quindi fatta sviluppare utilizzando il modello.

4.2 Input

L'inserimento dei parametri di input all'interno del modello è reso piuttosto agevole grazie all'utilizzo di un foglio Excel e di un ulteriore file in formato .csv.

Il file Excel è dedicato principalmente all'inserimento dei parametri biologici della specie in esame ed è suddiviso in tabelle per aree tematiche con la possibilità di distinzione tra i parametri degli individui di sesso maschile e femminile:

- parametri di crescita secondo la relazione di von Bertalanffy con associata variabilità;
- parametri della relazione lunghezza-peso;
- parametri della funzione di maturità;
- mortalità naturale;
- numero di reclute (il modello assume che ci sia una coincidenza tra reclute e nuovi nati);
- parametri della relazione stock-reclutamento;

- proporzione di nuovi nati che entrano nello stock parentale per ogni mese;
- intervallo di tempo tra la deposizione delle uova e la nascita (secondo la von Bertalanffy il periodo di tempo che intercorre tra una lunghezza pari a 0 e la lunghezza dell'individuo all'età 0), il tipico valore è 1 mese;
- definizione dei riproduttori, nel caso si decida di contabilizzare solo le femmine o le femmine che maschi;
- rapporto sessi;
- Z ;
- intervallo d'età per la stima annuale di F , di default si inserisce il tempo di vita della specie;

Il secondo file di input, quello in formato .csv, è dedicato alla definizione dei parametri di gestione attraverso l'inserimento di informazioni riguardanti l'attività di pesca:

- tipo di strumentazione, elegibile attraverso tre opzioni rappresentanti la funzione del processo di selezione dell'attrezzo stesso;
- il coefficiente di pesca per ogni strumento, può variare tra 0 e 1 se si desidera simulare dei cambiamenti nello sforzo di pesca o essere settato a 0 nel caso di periodi di divieto di pesca;
- la proporzione di produzione per ogni tipologia di pesca per ogni mese, anche essa può variare per simulare diversi scenari di sfruttamento;

Questi valori sono utilizzati per definire la mortalità da pesca tenendo conto della selettività degli strumenti che si riferiscono a quelli utilizzati dalle flotte commerciali.

4.3 Output

I risultati delle simulazioni sono automaticamente salvati all'interno della directory in cui è stato lanciato R e si presentano suddivisi in tre file: un file .din in cui sono contenuti i parametri di input in formato testo, un file .dou in cui sono archiviati i risultati, e infine un file .RData per conservare l'area di lavoro di R per future ulteriori elaborazioni. Inoltre, vengono create anche due cartelle: Tables e Graphs.

I parametri contenuti nel file .din sono gli stessi già elencati nella Sezione 4.2.

All'interno del file .dou si trovano:

- le matrici di popolazione sfruttata (exploited) e non sfruttata (unexploited) sia per i maschi che per le femmine;
- le matrici di biomassa per popolazione sfruttata e non sfruttata maschi e femmine;

- la popolazione sfruttata e non sfruttata di femmine appartenenti allo stock riproduttivo (SS, spawning stock) suddiviso per mese;
- la mortalità totale Z_t''' calcolata dal modello per maschi, femmine e popolazione totale su base mensile ed annuale secondo l'equazione 4.6;
- la biomassa sfruttata e non sfruttata mensilmente;
- la biomassa dei riproduttori (SSB, spawning stock biomass) sfruttati e non, per mese;
- il rapporto tra la biomassa dello stock riproduttore sfruttato e non (ESSB/USSB), per mese;
- la lunghezza e l'età media per popolazione sfruttata e non sfruttata con passo mensile;
- la lunghezza e l'età media per popolazione riproduttiva sfruttata e non sfruttata con passo mensile;
- la produttività in tonnellate per mese;
- la lunghezza e l'età medie delle catture per mese;
- la mortalità da pesca per mese calcolata come:

$$F_t = \frac{1}{\Delta t} \cdot \ln \left(\frac{\sum_{j=1}^{\infty} N_{t,j}}{\sum_{j=2}^{\infty} N_{t,j}^F} \right) \quad (4.32)$$

, dove $N_{t,j}^F$ è il numero di sopravvissuti al tempo $t + \Delta t$ sotto l'ipotesi di sola mortalità da pesca;

- la mortalità da pesca annuale:

$$F_t = \ln \left(\frac{\sum_{j=13} N_{t+12,j}^M}{\sum_{j=13} N_{t+12,j}^Z} \right) \quad (4.33)$$

, dove $N_{t+12,j}^M$ sono gli individui presenti un anno dopo il mese t e soggetti alla sola morte naturale mentre $N_{t+12,j}^Z$ sono gli individui della popolazione sfruttata a un anno dal mese t .

- la biomassa di perdite naturali e la produzione biologica totale per mese.

Nella cartella Graphs sono archiviati in formato .jpg i grafici suddivisi in tematiche e relativi a:

- biomasse;
- mortalità;
- parametri di input;

- età media e lunghezza media nella popolazione e nelle catture;
- stime di F su base annuale o mensile, totale e suddivise per attrezzo di pesca;
- produzione;

La cartella Tables contiene gli stessi risultati su base annuale divisi in cinque tabelle in formato .csv per facilitare la raccolta dei risultati e il confronto tra i diversi scenari:

- tabella delle mortalità
 - Z calcolato (base mensile)
 - Z calcolato dei maschi (base mensile)
 - Z calcolato delle femmine (base mensile)
 - Z annuale calcolato dei maschi
 - Z annuale calcolato delle femmine
 - F calcolata (base mensile)
 - F calcolata per strumento (base mensile)
 - F annuale calcolata
 - F annuale calcolata per strumento
 - F annuale calcolata per i maschi
 - F annuale calcolata per le femmine
- tabella della popolazione
 - biomassa totale popolazione sfruttata
 - biomassa totale popolazione non sfruttata
 - SSB popolazione sfruttata
 - SSB popolazione non sfruttata
 - ESSB/USSB
 - lunghezza media popolazione sfruttata
 - lunghezza media popolazione non sfruttata
 - lunghezza media ESS
 - lunghezza media USS
 - età media popolazione sfruttata
 - età media popolazione non sfruttata
 - età media ESS
 - età media USS

- tabella di produzione (tutte le biomasse sono espresse in tonnellate)
 - produzione biologica
 - biomassa relativa a morte naturale
 - produzione totale
 - produzione per strumento
 - lunghezza media delle catture
 - età media delle catture
 - lunghezza media delle catture per strumento
 - età media delle catture per strumento

- tabella input maschi e tabella input femmine, contengono i parametri di input relativi ai maschi e alle femmine:
 - età maschi/femmine
 - lunghezza maschi/femmine
 - peso maschi/femmine
 - mortalità naturale maschi/femmine
 - maturità maschi/femmine

Capitolo 5

ALADYM per la simulazione di dinamiche di popolazione

ALADYM nasce come strumento di studio dedicato a popolazioni marine soggette a sfruttamento da parte delle attività di pesca e che necessitano quindi di sistemi di gestione specifici volti a impedire un possibile collasso causato dal sovrasfruttamento.

Nel presente elaborato si è voluto testare ALADYM in un contesto diverso. Lo scopo finale rimane la tutela della biodiversità, ma in questo caso ciò viene effettuato attraverso il controllo mirato di una popolazione alloctona. Le specie invasive, infatti, costituiscono una minaccia per il nuovo habitat ospitante in quanto potrebbero portare a significative alterazioni delle relazioni trofiche e delle funzionalità dell'ecosistema attraverso meccanismi di predazione o competizione per le risorse con le popolazioni autoctone. Nel caso in cui la specie aliena sia molto resistente e si adatti al nuovo ambiente può accadere che essa prenda il sopravvento su popolazioni meno robuste e più specializzate determinandone l'estinzione locale.

Pertanto utilizzeremo ALADYM per simulare la dinamica di popolazione di una specie invasiva.

Innanzitutto è stata eseguita una simulazione per una generica popolazione fittizia, i cui parametri caratteristici non hanno valenza reale, per capire al meglio il funzionamento di ALADYM e delle sue variabili e testarne la validità. In un secondo momento è stata considerata una popolazione reale di siluro (*Silurus glanis*) stanziati in Camargue, Francia meridionale. I principali tratti vitali di tale popolazione sono stati studiati in un precedente lavoro di tesi (*Crespi, 2012*), che è quindi stato utilizzato come base per simulare la dinamica dei siluri in condizioni non controllate e in corrispondenza di diversi scenari di controllo.

5.1 Simulazione di una popolazione fittizia

Il primo passo è stato quello di implementare il modello su una popolazione fittizia da noi creata al fine di verificare l'affidabilità dei risultati e prendere confidenza con il software ALADYM.

Sono state eseguite due simulazioni in parallelo, utilizzando gli stessi dati in ingresso e le stesse equazioni: una implementata in Excel e l'altra in ALADYM in modo da poter confrontare gli output e avere così conferma della bontà dei risultati ottenuti con ALADYM.

La popolazione fittizia utilizzata per questa prima fase viene simulata in Excel con passo temporale mensile, coerentemente con la struttura di ALADYM che utilizza appunto questo passo di simulazione. Si è ipotizzato un periodo di vita dei pesci della durata di 10 anni, quindi 120 classi d'età mensili, simulate contemporaneamente per altrettanti 10 anni (120 mesi).

Il rapporto sessi è di 1:1 , ovvero è presente un ugual numero di femmine e di maschi all'interno della popolazione, e il periodo di riproduzione cade nel mese di gennaio di ogni anno, supponendo che gli individui siano già riproduttivi a partire dal primo anno d'età, con un ingresso annuale costante di nuove reclute pari a 1000 individui. La popolazione è soggetta ad attività di pesca.

I tassi di mortalità naturale e da pesca utilizzati nelle impostazioni sono piuttosto elevate per consentire alla popolazione di raggiungere l'equilibrio entro i 10 anni considerati dalla simulazione.

I parametri utilizzati in ingresso sono riportati in Tabella 5.1 e sono gli stessi sia per Excel che per ALADYM.

Una volta effettuate le simulazioni sia in Excel che in ALADYM vengono confrontate le variabili più significative per questo caso di studio:

- numero di individui totali (Figura 5.1),
- biomassa totale B (Figura 5.2),
- numero di individui riproduttivi SS (Figura 5.3),
- biomassa individui riproduttivi SSB (Figura 5.4),
- mortalità totale Z (Figura 5.5).

Analizzando i grafici degli output si vede che per tutte le variabili considerate si ha una corrispondenza molto buona tra i valori di forniti da ALADYM e i valori di Excel a partire dall'istante di tempo in cui la popolazione va a regime. ALADYM infatti esegue una fase di presimulazione in modo da restituire in output i valori per la popolazione già a regime.

L'analisi grafica è confermata anche dall'analisi di regressione lineare il cui coefficiente di determinazione conferma per tutte le variabili una relazione significativa.

Oltre all'analisi grafica e di regressione, si è calcolata anche la differenza media percentuale tra i valori generati da Excel e quelli di ALADYM come:

$$differenza\ media\% = \left(\frac{valore_{excel} - valore_{aladym}}{valore_{excel}} \% \right) \quad (5.1)$$

ottenendo i valori riportati in Tabella 5.2.

Tabella 5.1: Dati in ingresso per la simulazione della popolazione sintetica

Parametro	Equazione	Descrizione	Valore
M [anno ⁻¹]	costante per ogni classe d'età	mortalità naturale	1,3
Z [anno ⁻¹]	costante per ogni classe d'età	mortalità totale	2,8
R	vettore costante	numero di reclute annue (concentrate in gennaio)	1000
rapporto sessi	$F/(F + M)$	proporzione di femmine	0,5
L_∞ [mm]	$L_j = L_\infty(1 - e^{-k \cdot (j - j_0)})$	lunghezza asintotica	1000
k [anno ⁻¹]	"	curvatura	0,1
j_0 [anno]	"	età a lunghezza pari a 0	-0,1
Δt [mesi]	-	passo temporale	1
a [g mm ^b]	$W = a \cdot \bar{L}_j^b$	intercetta della relazione lunghezza-peso	0,001
b [-]	"	pendenza della relazione lunghezza-peso	3
L_{m50} [mm]	$Mat = \frac{1}{1 + e^{\left(\frac{2 \cdot \ln(3)}{MR}\right) \cdot (L_{m50} - \bar{L}_j)}}$	lunghezza di prima maturazione	100
MR [mm]	"	maturity range	10
L_{50} [mm]	$Sel(\bar{L}_j, t) = \frac{1}{1 + \exp\left[\left(\frac{2 \cdot \ln(3)}{SR}\right) \cdot (L_{50} - \bar{L}_j)\right]}$	lunghezza di prima cattura	200
SR [mm]	"	selectivity range	10
f_{act} [-]	-	coefficiente di attività per mese	1

Tabella 5.2: Differenza media percentuale e coefficiente di determinazione tra i valori di Excel e ALADYM ottenuti per la simulazione di una popolazione fittizia.

	differenza media	R^2
Abbondanza tot	-0,26 %	0,999
Biomassa tot	-0,12 %	0,995
SS	0,32 %	0,677
SSB	-0,11 %	0,999
Z	-0,02 %	0,962

Come il coefficiente di determinazione anche la differenza media percentuale rivela una buona corrispondenza tra i risultati dei due modelli, non oltrepassa mai lo 0,5%. Il valore che maggiormente si discosta dagli altri è quello relativo all'abbondanza dei riproduttori (SS) che a segno positivo ad indicare che i valori restituiti da Excel sono un pò più alti rispetto a quelli di ALADYM. Ad ogni modo si ritiene che i risultati ottenuti siano più che soddisfacenti e può essere confermata l'affidabilità dei valori in output alle simulazioni in ALADYM.

Oltre ai risultati mostrati attraverso il confronto con Excel, ALADYM restituisce in output una serie di grafici e tabelle contenenti le informazioni relative alle caratteristiche della popolazione date in ingresso al modello (Figura 5.6), ad indicatori riguardanti lo stato della popolazione soggetta a pesca confrontata alla popolazione non sfruttata (Tabella 5.3), e alle catture dell'attività di pesca (Tabella 5.4).

5.2 Applicazione a una popolazione di *Silurus glanis*

In seguito alla conferma della affidabilità di ALADYM per mezzo del test preliminare, si è passato ad analizzare il caso di una popolazione reale di siluro (*Silurus glanis*), specie ben nota per la sua capacità di adattamento e resistenza grazie alle quali si è diffusa in tutta Europa partendo dalle sue aree di origine nella parte orientale europea.

La popolazione presa in considerazione ha iniziato la colonizzazione dei canali d'acqua dolce del Parco Regionale della Camargue, nel sud della Francia, a partire dagli anni '70 dimostrando un ottima adattabilità. Questo territorio è costituito da un fitto reticolo idrografico che termina con il delta del Rodano e che sfocia nel Mediterraneo. Probabilmente l'introduzione è stata di tipo accidentale attraverso i numerosi canali di irrigazione, ma la presenza di questa specie molto robusta sta mettendo in serio pericolo la sopravvivenza di numerose specie autoctone. Al fine di gestire al meglio la situazione e cercare di limitare i danni che il siluro provoca in Camargue, a partire dagli anni '80 sono partite campagne di campionamento annuali volte a raccogliere la maggior quantità di informazioni relative ai suoi parametri vitali e alle dinamiche di crescita.

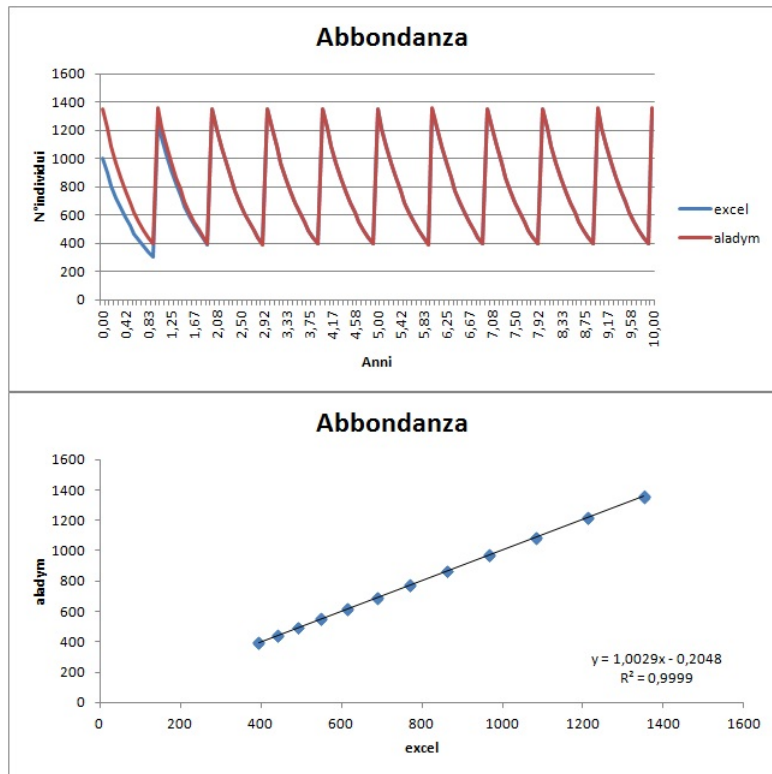


Figura 5.1: Confronto tra la dinamica della popolazione sintetica simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM

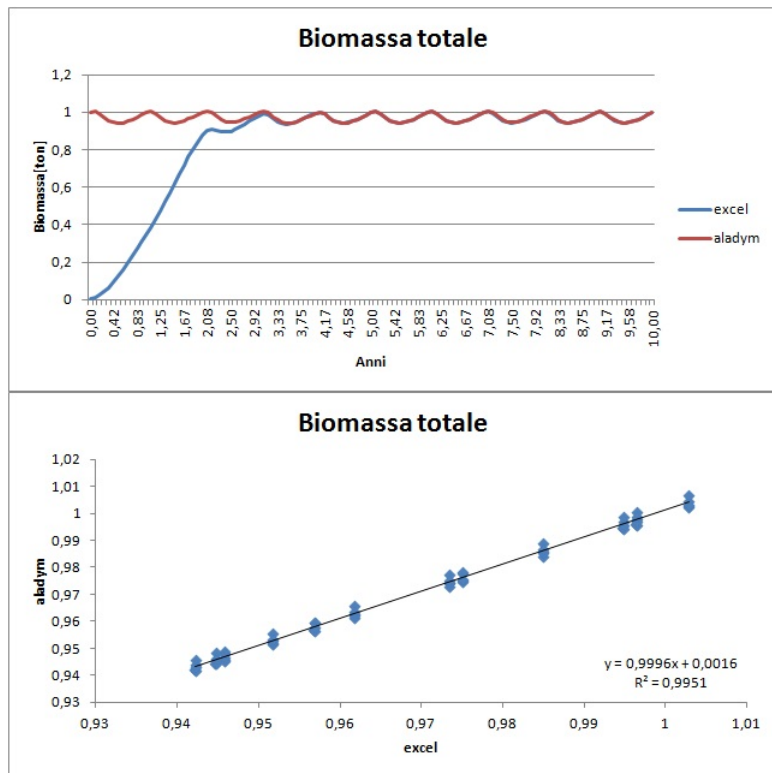


Figura 5.2: Confronto tra la biomassa totale della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM

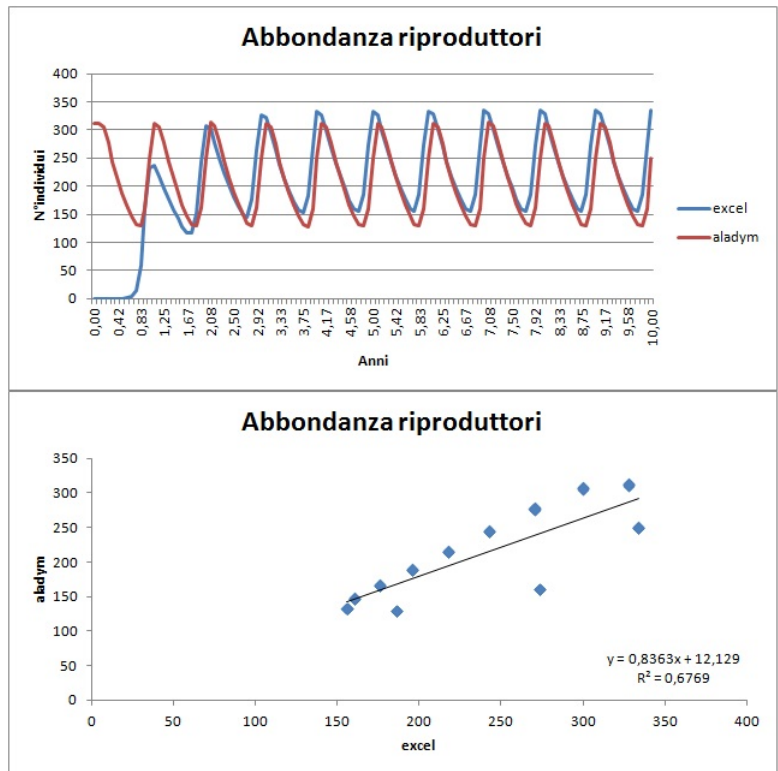


Figura 5.3: Confronto tra la dinamica degli individui riproduttivi della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM

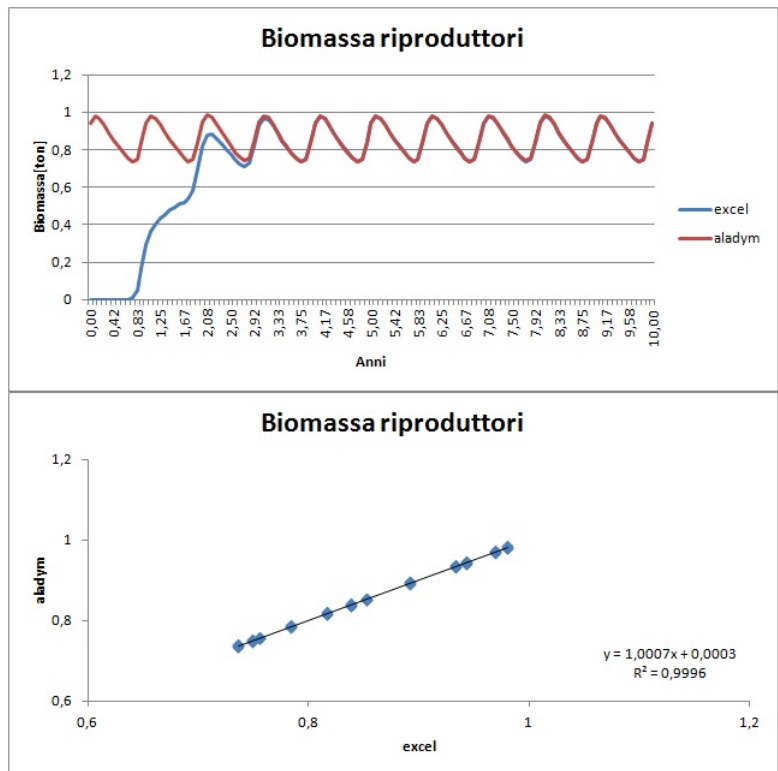


Figura 5.4: Confronto tra la biomassa dei riproduttori della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM

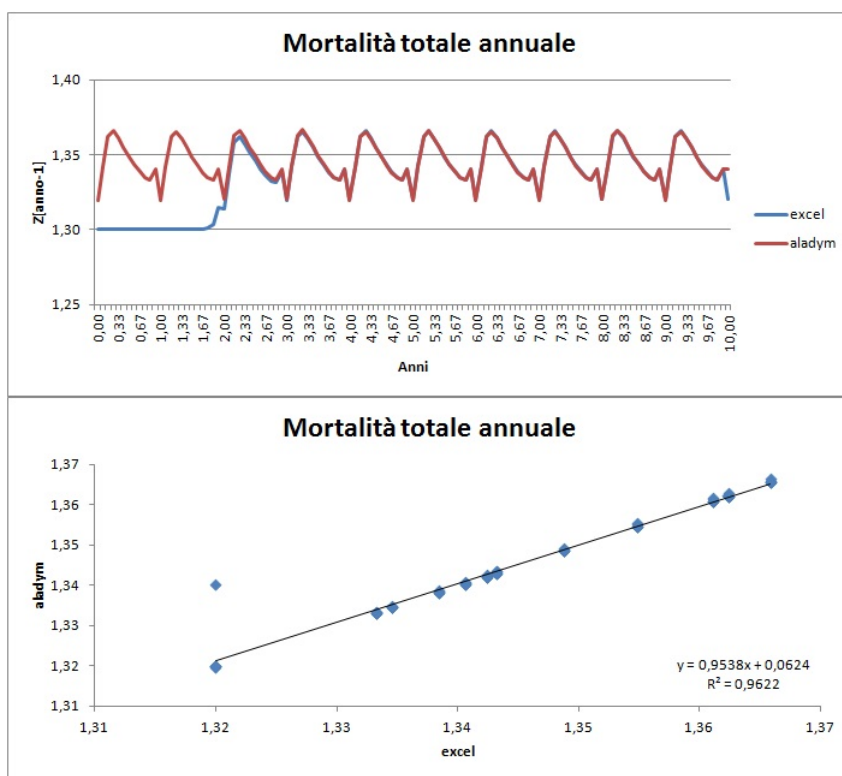


Figura 5.5: Confronto tra la mortalità totale annuale della popolazione sintetica simulata con Excel e ALADYM

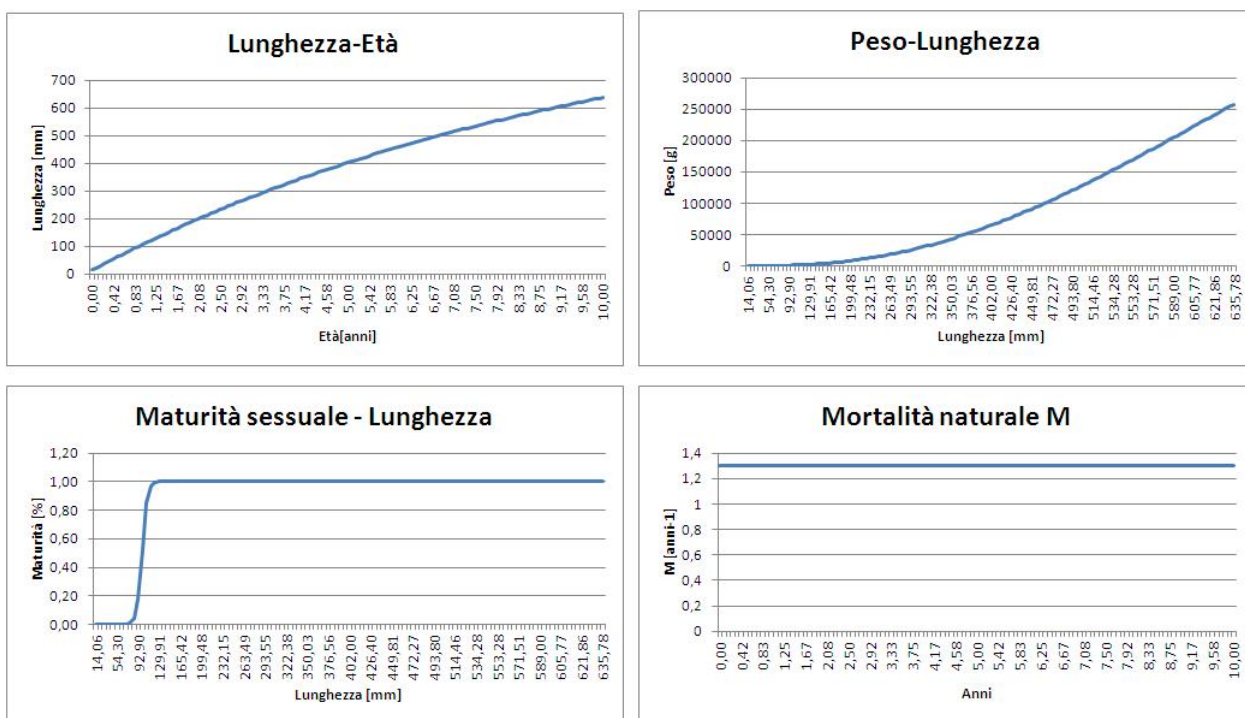


Figura 5.6: Grafici dei parametri di crescita della popolazione fittizia forniti in ingresso ad ALADYM

Tabella 5.3: Output generati da ALADYM per popolazione sfruttata e non sfruttata

Anno	ESSB/USSB	Lunghezza media sfruttata [mm]	Lunghezza media non sfruttata [mm]	Età media sfruttata [anni]	Età media non sfruttata [anni]	F [anno ⁻¹]
1	0,5545	83,064	90,259	0,743	0,833	0,110
2	0,555	82,936	90,126	0,742	0,831	0,111
3	0,556	83,311	90,426	0,746	0,835	0,112
4	0,554	83,030	90,093	0,743	0,831	0,111
5	0,552	83,047	90,234	0,743	0,832	0,111
6	0,552	83,131	90,279	0,744	0,833	0,111
7	0,551	82,902	90,384	0,741	0,834	0,110
8	0,555	83,195	90,284	0,744	0,833	0,112
9	0,554	83,094	90,477	0,743	0,835	0,111
10	0,555	82,976	90,054	0,742	0,830	0,111

Tabella 5.4: Output forniti da ALADYM relativi alle catture

Anno	Catture [ton]	Lunghezza media [mm]	Età media [anni]
1	0,414	232,418	2,511
2	0,414	232,418	2,511
3	0,414	232,395	2,511
4	0,417	232,397	2,511
5	0,412	232,491	2,512
6	0,413	232,384	2,511
7	0,414	232,419	2,511
8	0,413	232,414	2,511
9	0,417	232,371	2,511
10	0,414	232,465	2,512

Grazie ai dati di cattura per unità di sforzo ricavati dalle campagne di campionamento è stato possibile realizzare un modello demografico strutturato per età della popolazione di siluri (*Crespi, 2012*) che a fornito i dati in ingresso ad ALADYM necessari alle simulazioni effettuate in questo elaborato (Tabella 5.5). I dati si riferiscono a una sub popolazione stanziata all'interno del canale Fumemorte.

In questo caso perciò ALADYM viene utilizzato per lo studio della dinamica di una popolazione che non è direttamente in pericolo ma è essa stessa che minaccia le specie con cui condivide l'habitat.

5.2.1 Impostazioni della simulazione

Per il siluro è stato stimato un periodo di vita massimo di 40 anni, raggiungimento della maturità sessuale al quarto anno d'età e un periodo riproduttivo concentrato tra i mesi di maggio, giugno e luglio.

A partire da queste informazioni è stato possibile ricavare i parametri mancanti necessari alla simulazione in ALADYM:

- $j_0 = -0,14147$ [anni]: è stato ottenuto eguagliando le due versioni della relazione di lunghezza-classe d'età di von Bertalanffy

$$L_\infty - (L_\infty - L_0) \cdot e^{(-k \cdot j)} = L_\infty(1 - e^{-k \cdot (j - j_0)}) \quad (5.2)$$

Tabella 5.5: Parametri forniti da *Crespi, 2012*

Parametro	Equazione	Descrizione	Valore
M [anno ⁻¹]	-	mortalità naturale	0,205
rapporto sessi	$F/(F + M)$	proporzione di femmine	0,5
L ₀ [mm]	$L_j = L_\infty - (L_\infty - L_0) \cdot e^{(-k \cdot j)}$	lunghezza per j = 0	25
L _∞ [mm]	"	lunghezza asintotica	3250,875
k [anno ⁻¹]	"	curvatura	0,0546
a [g mm ^b]	$W = a \cdot \bar{L}_j^b$	intercetta della relazione lunghezza-peso	6,356E-06
b [-]	"	pendenza della relazione lunghezza-peso	3,005
c	$F = c \cdot L^d$	intercetta relazione lunghezza-fecondità	0,0001
d	"	pendenza relazione lunghezza-fecondità	3,028
γ	$\sigma_{0,t} = \gamma \cdot e^{-\beta \cdot N_t}$	intercetta relazione sopravvivenza uova-numero adulti	3,684E-06
β	"	pendenza relazione sopravvivenza uova-numero adulti	1,2E-03

- $L_{m50} = 657,57$ [mm]: è stato ottenuto calcolando attraverso la von Bertalanffy la lunghezza corrispondente al quarto anno d'età, cioè l'anno in cui gli individui diventano riproduttivi;
- $MR = 10$ [mm] per ipotesi;

Si è quindi eseguita una simulazione di 480 classi d'età (40 anni per 12 mesi) in un intervallo di tempo di 1200 mesi (100 anni per 12 mesi). A differenza del caso precedente non si è utilizzato un vettore costante per introdurre il reclutamento annuale nella simulazione di ALADYM. L'introduzione di nuovi nati all'interno della popolazione ogni anno avviene attraverso la relazione stock-reclutamento di Ricker in base alla quale in numero di avannotti R che entrano a far parte della popolazione nell'anno t dipende dal numero di individui riproduttori S dell'anno $t-1$:

$$R_t = \alpha \cdot S_{t-1} \cdot e^{(-\beta \cdot S_{t-1})} \quad (5.3)$$

Il valore di α , non noto, è stato ricavato dalla relazione:

$$\alpha = \gamma \cdot \bar{f} \quad (5.4)$$

ottenendo $\alpha = 1,15$ e dove γ è la sopravvivenza intrinseca dei giovani e \bar{f} è la fecondità media annuale, poichè:

$$\begin{aligned} R_t &= S_{t-1} \cdot \sigma_0 \cdot \bar{f} \\ &= S_{t-1} \cdot \gamma \cdot \bar{f} \cdot e^{(-\beta \cdot S_{t-1})} \end{aligned} \quad (5.5)$$

con σ_0 sopravvivenza delle uova (Tabella 5.5).

È stato possibile calcolare la fecondità media annuale come il prodotto tra la probabilità di sopravvivenza e la fecondità per ogni classe d'età a partire dal quarto anno (che è l'anno di maturazione sessuale) attraverso la mortalità naturale M e la relazione lunghezza-fecondità:

$$\begin{aligned} \bar{f} &= \frac{\int_{48}^{480} p(x) \cdot f(x) dx}{\int_{48}^{480} p(x) dx} \\ &= \frac{\int_{48}^{480} e^{-Mx} \cdot c \cdot L^d}{\int_{48}^{480} e^{-Mx}} \end{aligned} \quad (5.6)$$

ottenendo $\bar{f} = 311800,7$ [numero di uova].

Operativamente però la relazione stock-reclutamento implementata da ALADYM non utilizza il numero dei riproduttori S ma la loro biomassa SSB (spawning stock biomass). Per questo motivo α e β sono stati rideterminati in base alla massa media dei riproduttori \bar{W} , infatti:

$$SSB_t = \sum_{j=48}^{480} S_j \cdot W_j \quad (5.7)$$

perciò all'interno della relazione S-R si avrà:

$$R_t = \frac{\alpha}{\bar{W}} \cdot SSB_t \cdot e^{-\frac{\beta}{\bar{W}} \cdot SSB_t} \quad (5.8)$$

La massa media dei riproduttori è stata calcolata come massa media dei riproduttori per una popolazione stazionaria:

$$\bar{W} = \frac{\int_{48}^{480} w(j) \cdot p(j) dj}{\int_{48}^{480} p(j) dj} \quad (5.9)$$

ottenendo $\bar{W} = 16583,94$ [g].

La scelta di ricavare i valori del reclutamento attraverso la biomassa dei riproduttori e non del loro numero è probabilmente dovuta al fatto che la fecondità aumenta con l'età e quindi con la biomassa dell'individuo, le femmine più anziane, e quindi aventi biomassa maggiore, sono in genere più produttive (*Clover, 2004*). Pertanto l'utilizzo della biomassa degli individui riproduttivi è più significativo nella simulazione della dinamica delle nuove nascite.

Poiché le campagne di campionamento non possono essere definite attività di pesca in quanto non rimuovono una frazione sostanziale della popolazione, si è impostata nei parametri di input (Tabella 5.6) l'assenza di prelievo di individui. Per far ciò è stato imposto:

- $Z = M$:mortalità totale pari alla mortalità naturale;
- $f_{act} = 0$:coefficiente di attività nullo;
- $p_{production} = 0$: proporzione di produzione relativo a ciascun attrezzo di pesca nullo.

A questo punto è stato possibile stimare l'andamento della popolazione di *Silurus glanis* all'interno del canale di Fumemorte in assenza di attività di pesca.

5.2.2 Simulazione

Anche in questo caso la simulazione di ALADYM è stata affiancata da una simulazione eseguita in Excel. Tale scelta è dettata dal fatto che, a differenza del caso della popolazione fittizia, il reclutamento in ingresso al modello non è dato da un vettore costante per entrambi i software, bensì in ALADYM è espresso attraverso la relazione 5.8, mentre in Excel dall'Equazione 5.3 che tiene conto del numero di individui riproduttori e non della loro biomassa.. La scelta di un confronto con la simulazione in Excel è motivata dall'utilità di avere un termine di paragone.

La simulazione in Excel presenta le medesime caratteristiche della corrispettiva in ALADYM fatta eccezione appunto per la modalità di inserimento delle nuove reclute annuali.

In Figura 5.7 è riportato l'output dell'andamento con passo mensile della popolazione stimata da Excel. Come si può notare, la popolazione tende all'equilibrio stabile all'incirca dopo un transitorio di 90 anni.

Per motivi di praticità abbiamo deciso quindi di riportare i risultati ottenuti per gli ultimi 40 anni della simulazione, quando si suppone che ormai la popolazione sia andata a regime.

Tabella 5.6: Tabella riassuntiva dei parametri in ingresso in ALADYM

Parametro	Valore
mesi di simulazione	1200
classi d'età	480
M [anni ⁻¹]	0,205
Z [anni ⁻¹]	0,205
a [g mm ^b]	6,35641E-06
b	3,005157419
j ₀ [anni]	-0,14147
k [anni ⁻¹]	0,054568
L _∞ [mm]	3250,875
L _{m50} [mm]	657,57
MR [mm]	10
α	1,49E-04
β	7,24E-08
sex ratio	0,5
f _{act}	0
P _{production}	0

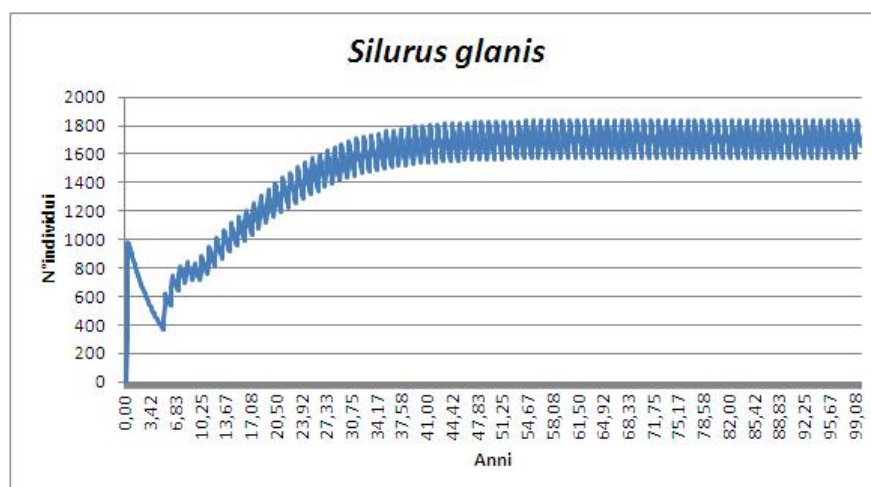


Figura 5.7: Andamento popolazione *Silurus glanis* in Excel

Tabella 5.7: Differenza media percentuale e coefficiente di determinazione tra i valori di Excel e ALADYM ottenuti per la simulazione di una popolazione di pesci siluro.

	differenza media %	R^2
Abbondanza tot	-3,074 %	0,999
Biomassa tot	-8,231 %	0,84
SS	-5,233 %	0,664
SSB	-11,577 %	0,842
Z	2,403 %	-

Come per la popolazione fittizia si riportano:

- numero di individui totali (Figura 5.8),
- biomassa totale B (Figura 5.9),
- numero di individui riproduttivi SS (Figura 5.10),
- biomassa individui riproduttivi SSB (Figura 5.11),
- mortalità totale annuale Z (Figura 5.12).

Le oscillazioni presenti nei grafici sono dovute al periodo riproduttivo concentrato in soli tre mesi dell'anno.

Come nel caso della popolazione fittizia è stata effettuata un'analisi di regressione lineare ed è stata calcolata la differenza media percentuale tra i risultati delle simulazioni con Excel e di quelle con ALADYM secondo l'Equazione 5.1 (Tabella 5.7).

Per tutte le variabili considerate si può notare una buona corrispondenza tra i risultati ottenuti in Excel e in ALADYM sebbene non sia così precisa come per il caso della popolazione fittizia. La biomassa totale e la biomassa dei riproduttori sono i valori che più si discostano in termini di differenza media percentuale che si aggira al 10%. Si nota come il segno negativo della differenza media percentuale per i valori delle abbondanze e delle biomasse è sempre negativo, ciò è dovuto ai valori un po' più alti restituiti da ALADYM.

La capacità portante della popolazione di siluri nel canale di Fumemorte si stabilizza con un numero di individui pari a circa 1705 per Excel e 1753 per ALADYM, mentre la biomassa totale oscilla intorno alle 12,83 tonnellate in Excel e 13,87 in ALADYM.

Oltre alle variabili già esposte ALADYM restituisce i grafici dei parametri caratteristici della popolazione studiata dati in ingresso. Si riportano i grafici delle relazioni lunghezza-età, peso-lunghezza, maturità sessuale-lunghezza e la mortalità naturale M (Figura 5.13).

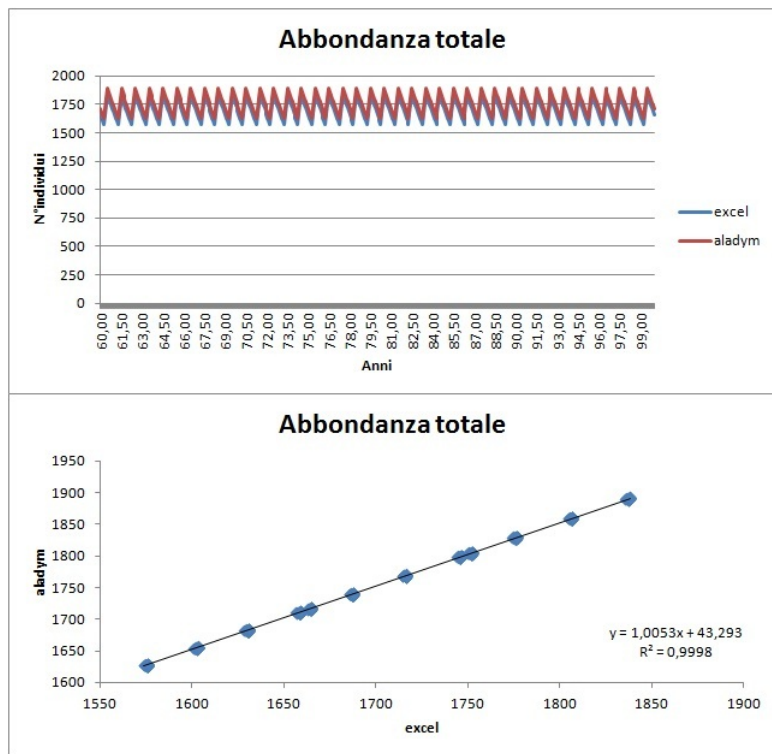


Figura 5.8: Confronto tra la dinamica della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM

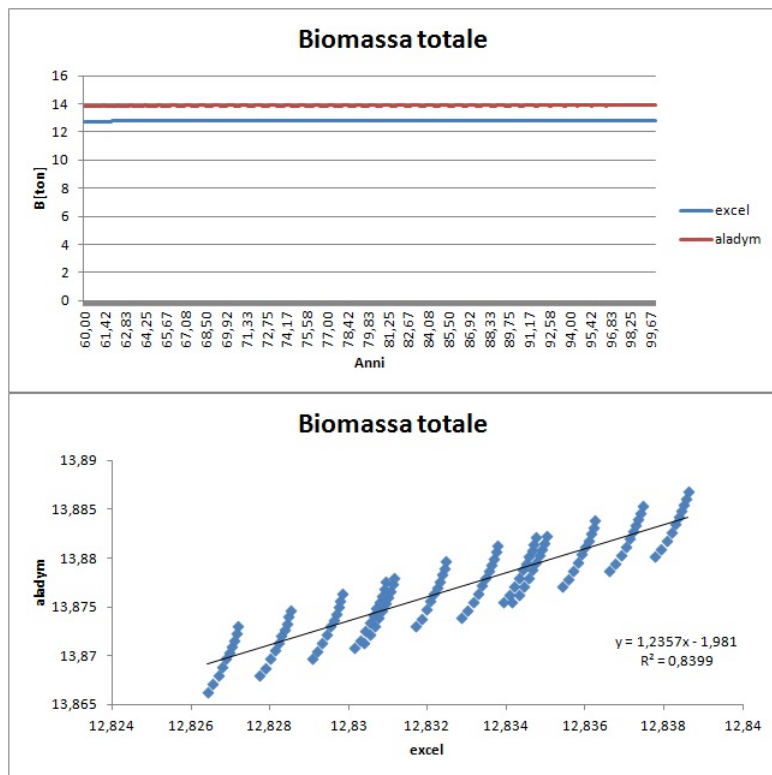


Figura 5.9: Confronto tra la dinamica della biomassa totale della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM

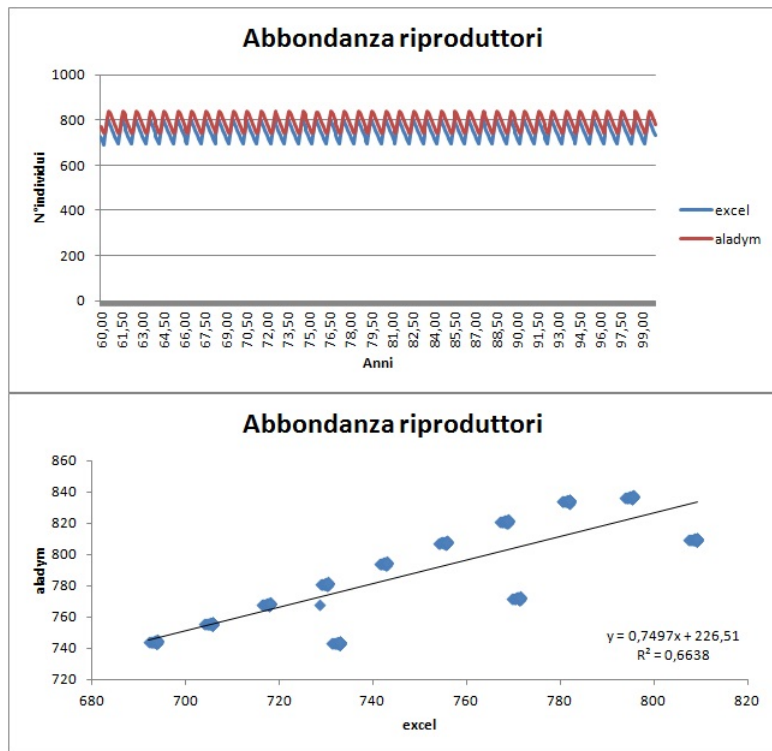


Figura 5.10: Confronto tra la dinamica degli individui riproduttivi della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM

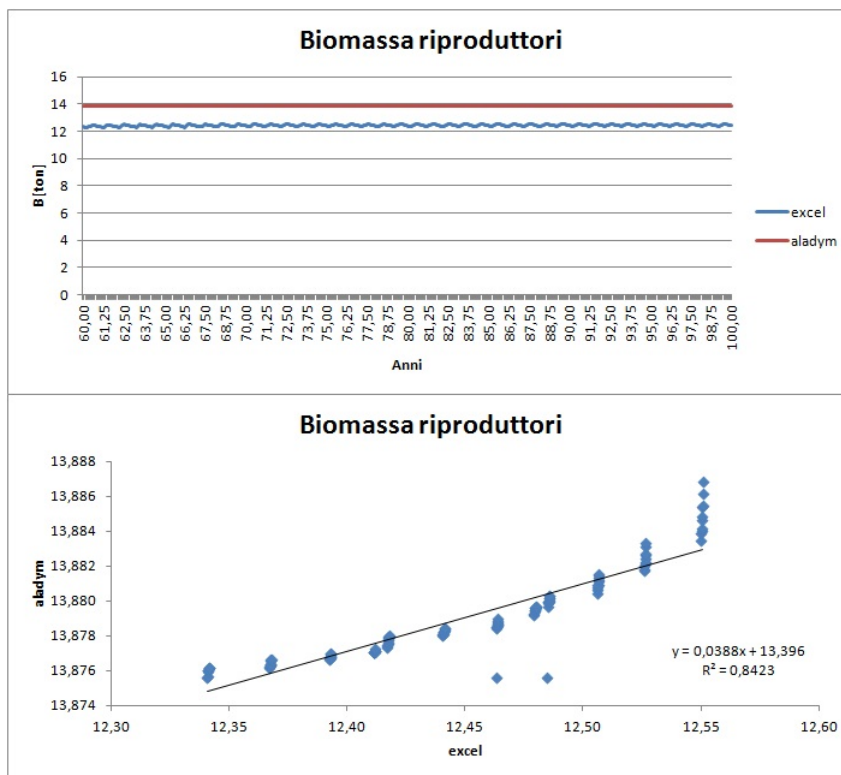


Figura 5.11: Confronto tra la dinamica della biomassa degli individui riproduttivi della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM

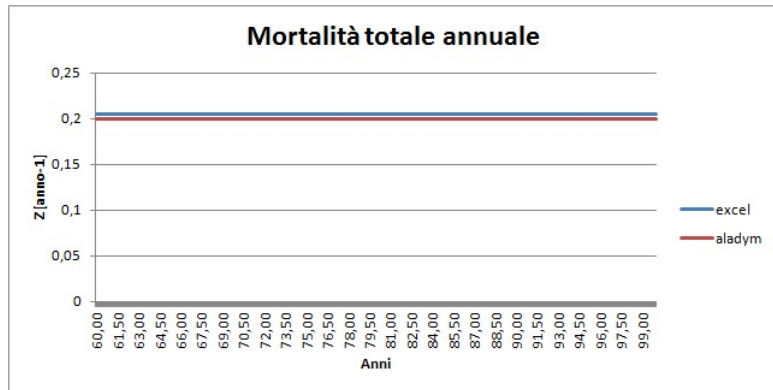


Figura 5.12: Confronto tra la dinamica della mortalità totale annuale della popolazione di siluri simulata con Excel e quella ricavata con ALADYM

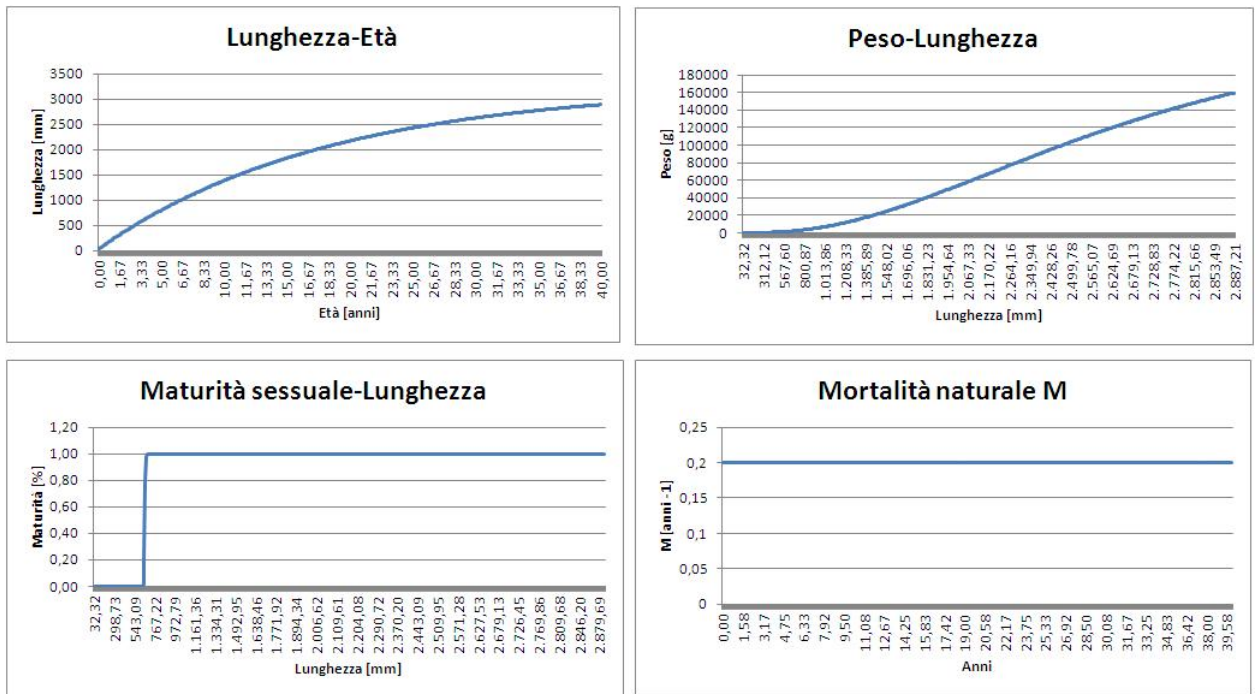


Figura 5.13: Parametri della popolazione di *Silurus glanis* in ALADYM,

Capitolo 6

Applicazione al controllo dei siluri

In seguito alla verifica dell'affidabilità dei risultati forniti da ALADYM e alla stima di abbondanza della popolazione di pesci siluro all'interno del canale di Fumemorte, si è eseguita un'analisi di previsione ventennale dell'andamento della popolazione in regime di pesca. Inizialmente è stato effettuato calcolo dei parametri necessari alla determinazione delle curve di selettività, successivamente sono state eseguite delle simulazioni in cui si prevede l'applicazione di diverse strategie di pesca mirate a ridurre la presenza del pesce siluro all'interno del Parco della Camargue.

In ALADYM i diversi scenari di gestione possono essere rappresentati mediante variazioni della mortalità totale Z_t , la selettività della strumentazione (espressa da L_{50} e SR), e il coefficiente di attività di pesca f_{act} (Lembo *et al*, 2009).

Nel caso specifico considerato si agirà sulla Z_t attraverso la mortalità da pesca F_t che, a sua volta, è direttamente proporzionale a E .

6.1 Le misure di gestione del Parco Regionale della Camargue

A partire dal 2009 le campagne di campionamento della popolazione sono state convertite in azioni più sistematiche volte alla rimozione di parte degli individui con l'obiettivo di avviare un progetto di contenimento della demografia. I dati relativi agli anni 2009-2011 riportano un totale di catture pari a 1200 siluri, ovvero 400 siluri all'anno e le giornate di pesca sono distribuite lungo tutto il corso dell'anno.

Un'ipotetica eradicazione di tutti i siluri non può essere intrapresa in quanto vi è un'ostacolo di tipo economico per il quale non è possibile estirpare completamente il siluro dalla regione (Crespi, 2012).

La strumentazione utilizzata è composta da 2 tipi di reti, ognuno dei quali presenta a sua volta due varianti a seconda della dimensione delle maglie; questa è espressa come la massima distanza tra due nodi diagonalmente opposti e completamente tirati. Le tipologie usate sono:

- gillnets o reti da posta (Figura 6.1): costituite da una rete ancorata al fondo di forma rettangolare disposta verticalmente e spesso molto lunga che viene collocata in acqua lasciando che siano le prede a raggiungerla ed a rimanervi impigliate. Il pesce si infila

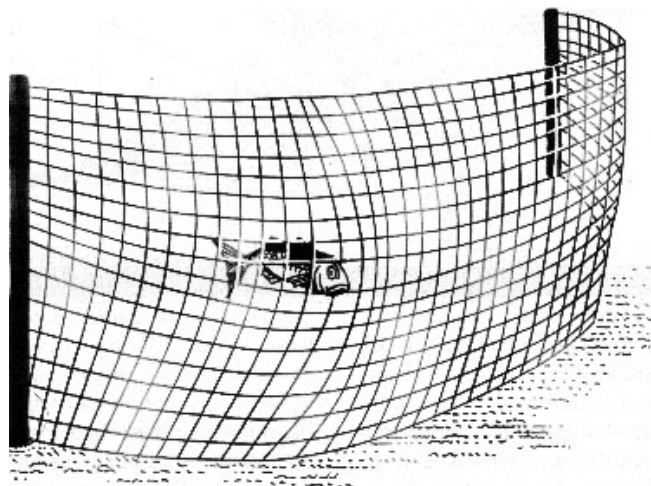


Figura 6.1: Rete da posta

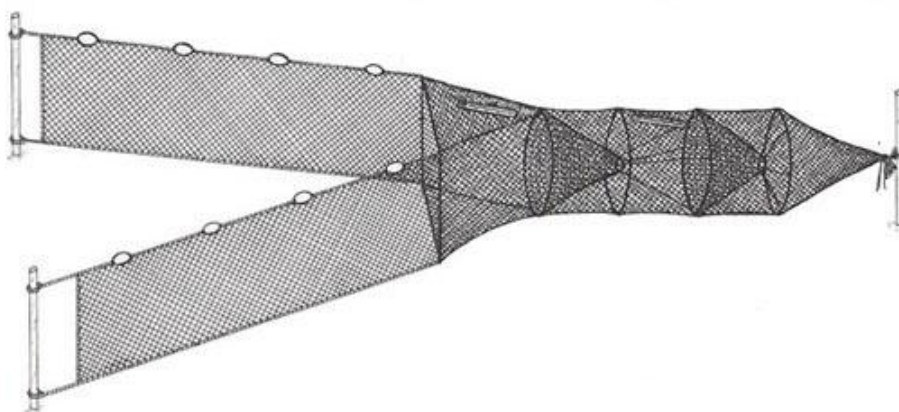


Figura 6.2: Bertovello

con la testa nella maglia della rete e vi rimane bloccato per gli opercoli branchiali non riuscendo più liberarsi (*Bombace and Lucchetti, 2011*). Le maglie della rete possono essere da 55 o 80 mm.

- fyke nets o bertovelli (Figura 6.2): reti a forma di cono tronco, inserite l'una nell'altra, tenute aperte da cerchi di diametro decrescente, accoppiate a lunghi sbarramenti in rete che hanno la funzione di guidare i pesci verso il fondo chiuso (*Gabriel et al, 2005*), una volta entrati, i pesci non possono più tornare indietro. Le maglie possono variare dai 6 mm a 30 mm.

Poichè la maggior parte delle reti usate all'interno del Parco sono del secondo tipo, nelle simulazioni viene considerata solo la tipologia fyke nets.

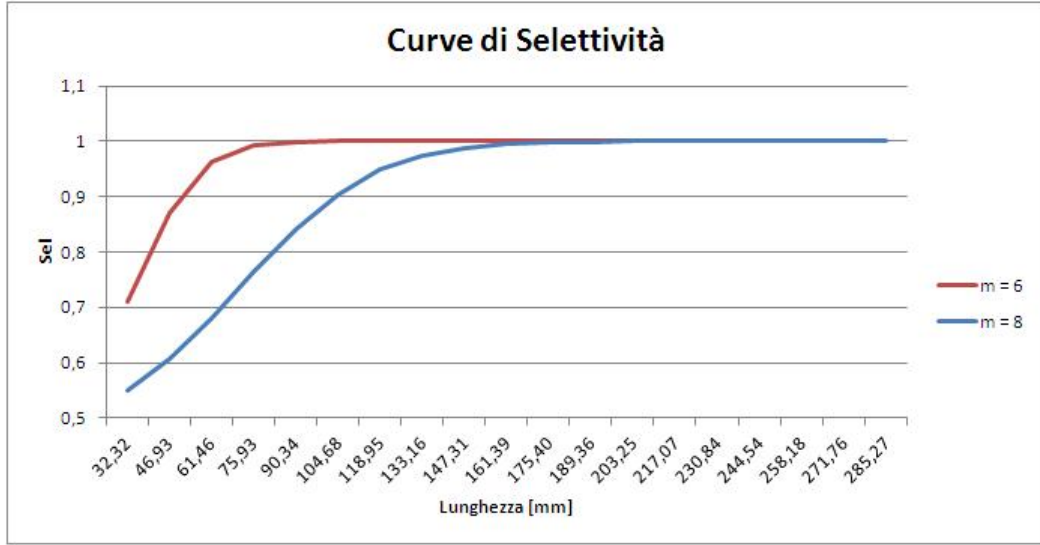


Figura 6.3: Curve di selettività

6.2 Calcolo delle curve di selettività

A seconda della dimensione della maglia della rete e del pesce pescato le attrezzature di pesca possono essere più o meno selettive.

A partire dalle dimensioni delle maglie delle reti utilizzate durante la campagna di campionamento, si sono calcolati i parametri necessari ad ALADYM per il calcolo della selettività, L_{50} , L_{75} ed SR , utilizzando le equazioni di *Bevacqua et al, 2009* valide per le reti fyke nets. Queste equazioni, in origine, sono nate per il calcolo della selettività relativa all'anguilla europea *Anguilla anguilla* ma vengono qui riutilizzate, supponendo che la forma della sezione corporea tra un'anguilla e un siluro sia simile.

$$Sel(L, m) = \left\{ 1 + e^{[-\eta(m)(A(L_T) - A_{50}(m))]} \right\}^{-1} \quad (6.1)$$

dove m è la dimensione delle maglie, A è la sezione corporea derivabile dalla lunghezza totale del pesce:

$$A(L) = a \rho^{-1} L^{b-1} \quad (6.2)$$

a e b sono i parametri di scala della relazione peso-lunghezza, mentre ρ è la densità del corpo del pesce, assunta costante e pari alla densità dell'acqua $0,001 \text{ g mm}^{-3}$.

η è un parametro di forma che definisce la pendenza della curva per $A = A_{50}$

$$\ln A_{50} = -3,26 + 0,09 m \quad (6.3)$$

$$\ln \eta = -1,65 - 0,06 m$$

Da queste equazioni sono stati ottenuti i grafici delle curve di selettività (Figura 6.3) da cui sono stati ricavati L_{50} , L_{75} e SR . I valori ottenuti sono riportati in Tabella 6.1.

Tabella 6.1: Valori dei parametri di selettività necessari all'input di ALADYM per diverse dimensioni di maglia delle reti

m	L_{50} [mm]	L_{75} [mm]	SR [mm]
6	13,13	35,94	45,63
30	20,02	73,56	107,08

La selettività data da una rete da 6 mm piuttosto che da una di 8 mm non influisce in modo sensibile sulle catture. Ciò è dovuto al fatto che la quasi totalità della popolazione (il 97%) è composta da individui sessualmente maturi e quindi aventi lunghezza maggiore uguale a 663,46 mm; di conseguenza la maggior parte dei pesci siluro ha dimensioni troppo elevate per poter sfuggire alle reti, anche nel caso in cui venisse usata la rete a maglie più larghe. Alla luce di queste considerazioni le simulazioni eseguite sono relative alla sola curva di selettività data da una rete da 6 mm (che peraltro è la più utilizzata dall'equipe di biologi che cura la rimozione dei siluri).

6.3 Calcolo della mortalità totale

Successivamente al calcolo dei parametri relativi agli strumenti da pesca, si è ricavato il tasso di mortalità totale per il periodo 2009-2011.

Come già accennato, nei tre anni di attività sono stati catturati in media 400 siluri l'anno. Essendo nota la quantità di pesce media catturata in un anno, si è utilizzata l'equazione di Baranov (Equazione 4.15) per ricavare il tasso di mortalità da pesca. L'equazione di cattura di Baranov dà le catture in numero in funzione dell'abbondanza di popolazione, mortalità da pesca e mortalità naturale:

$$Y = \frac{F}{F + M} N_t (1 - e^{-(F+M) \cdot \Delta t}) \quad (6.4)$$

con

- catture $Y = 400$ siluri anno⁻¹
- tasso di mortalità naturale $M = 0,205$ anno⁻¹
- numero di individui nell'anno t all'equilibrio $N_t = 1753,115$
- intervallo di tempo $\Delta t = 1$ anno

L'Equazione 6.4 assume che la mortalità da pesca e la mortalità naturale avvengano simultaneamente e pertanto competano tra loro. Il primo termine rappresenta la proporzione di morti causati dalla pesca, mentre il secondo e il terzo il numero totale di morti.

In questo caso il valore incognito è F , pertanto l'equazione è trascendente. La risoluzione è stata effettuata mediante la funzione risolvente di Excel ottenendo $F = 0,288$ anno⁻¹.

Pertanto la mortalità totale diventa $Z = F + M = 0,493 \text{ anno}^{-1}$.

6.4 Confronto tra scenari di rimozione

Una volta ricavati i valori relativi alla selettività e alla mortalità totale, sono state effettuate quattro simulazioni ciascuna caratterizzata da un differente livello di sforzo dell'attività di pesca. Questo è direttamente proporzionale alla mortalità da pesca come:

$$F = q \cdot E \quad (6.5)$$

dove E è lo sforzo e q il coefficiente di catturabilità. Pertanto lo sforzo agisce sulla mortalità totale $Z = F + M$.

E è esprimibile come il prodotto tra la capacità di pesca, determinata in base agli attrezzi, e l'attività di pesca, calcolata in base al tempo trascorso pescando (*Regolamento (CE) n. 1954/2003*). Nel nostro caso è:

$$E = \text{numero reti} \cdot \text{numero giorni} \quad (6.6)$$

Supponendo che i giorni di pesca siano costanti e continui durante tutto l'anno, lo sforzo viene modificato attraverso l'aumento del numero di reti (fyke nets con maglie da 6mm).

Inoltre si ipotizza che il coefficiente di catturabilità q sia un valore costante, rendendo direttamente proporzionali E ed F . Di conseguenza si considerano degli scenari di gestione corrispondenti a diversi valori crescenti di F .

Vengono quindi confrontati quattro casi (Tabella 6.2):

1. $F = 0$, in assenza di attività di pesca;
2. $F = 0,288$ ovvero il medesimo sforzo di pesca esercitato tra il 2009 e il 2011;
3. $F = 0,361$ corrispondente ad un aumento di un quarto dello sforzo di pesca del 2009-2011;
4. $F = 0,433$ corrispondente a una volta e mezzo lo sforzo 2009-2011;
5. $F = 0,577$ corrispondente al doppio dello sforzo 2009-2011;

Tutti gli scenari si riferiscono a una durata delle simulazioni di vent'anni, dei quali i primi tre sono in assenza di pesca in modo da evidenziare il passaggio tra uno stato della popolazione in cui $F = 0$ e uno in cui $F > 0$.

Sono presentati i grafici di confronto delle simulazioni per i principali indicatori biologici: biomassa totale B (Figura 6.4), biomassa dei riproduttori SSB (Figura 6.5), potenziale riproduttivo $ESSB/USSB$ (Figura 6.6) e le catture Y espresse in tonnellate (Figura 6.7). Si è scelto di rappresentare questi indicatori, basati sulla biomassa, poichè ritenuti più significativi in termini di impatto ecologico. In particolar modo $ESSB/USSB$ è in grado di rispondere meglio alle esigenze di previsione e valutazione degli impatti associati a specifiche misure di intervento (*Spagnolo, 2012*).

Tabella 6.2: Tassi di mortalità da pesca e totali relativi agli scenari di gestione utilizzati

Scenario	F [anno ⁻¹]	Z [anno ⁻¹]
1	0	0,205
2	0,288	0,493
3	0,361	0,566
4	0,433	0,638
5	0,577	0,782

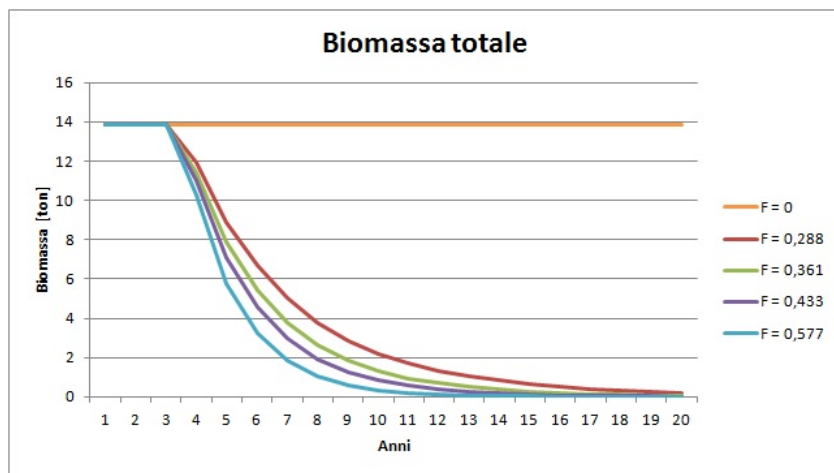


Figura 6.4: Confronto della biomassa totale tra diversi scenari di gestione

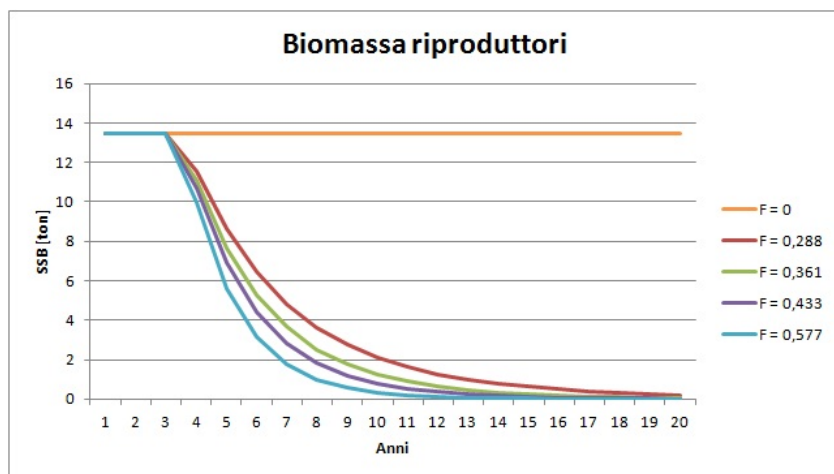


Figura 6.5: Confronto della biomassa dei riproduttori tra diversi scenari di gestione

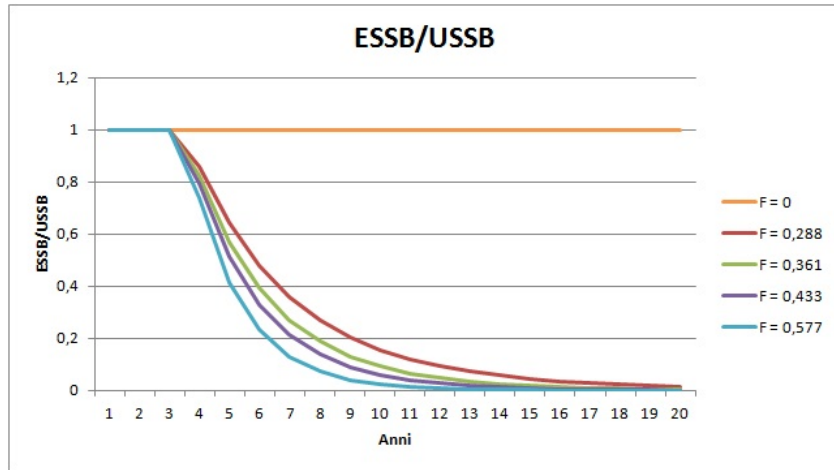


Figura 6.6: Confronto di ESSB/USSB tra diversi scenari di gestione

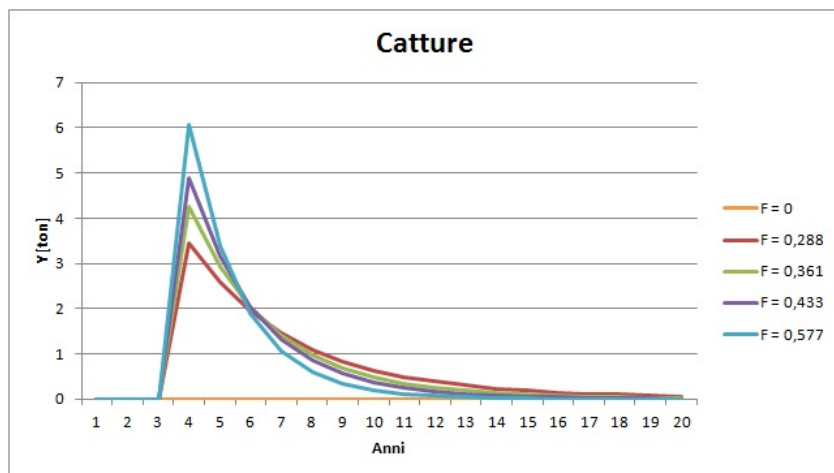


Figura 6.7: Confronto delle catture in biomassa tra diversi scenari di gestione

Tabella 6.3: Valori degli indici considerati relativi al ventesimo anno delle simulazioni

	F = 0	F = 0,288	F = 0,361	F = 0,433	F = 0,577
B [ton]	13,851	0,216	0,061	0,02	0,002
SSB [ton]	13,458	0,203	0,058	0,19	0,001
ESSB/USSB	1	0,015	0,004	0,001	0,0001
Y [ton]	0	0,062	0,023	0,009	0,001

Com'era intuibile, le biomasse diminuiscono all'aumentare lo sforzo di pesca. Questa diminuzione però non avviene in modo uniforme, si nota che, nonostante un tasso di mortalità costante, tra il quarto e il quinto anno si ha un aumento delle pendenze delle curve in tutti i grafici.

Le catture hanno un andamento crescente, maggiore al crescere di F, fino ad un massimo tra gli anni quattro e cinque, dopo i quali si ha una decrescita. Inoltre, all'aumentare del tasso di pesca F si vede come le catture diminuiscano più in fretta a partire dal sesto anno.

Questi andamenti delle biomasse e delle catture dimostrano che l'aumento di sfruttamento della popolazione porta ad un iniziale aumento del pesce pescato ma dopo un certo periodo di tempo, in questo caso a partire dal quarto anno, la produttività diminuisce a causa dell'eccessivo consumo del numero di individui. Se si trattasse di una specie soggetta a pesca commerciale, sarebbe un tipico caso di eccessivo sfruttamento della popolazione: sul lungo periodo porterebbe all'inefficienza dell'attività in cui l'aumento dello sforzo non corrisponde ad un aumento delle catture (Tabella 6.3, valori delle catture).

Nel caso dei siluri, però, l'obbiettivo è quello di contenere la popolazione ed è quindi auspicabile una diminuzione marcata della biomassa totale. In tutti gli scenari la biomassa si riduce praticamente a zero ma a quest'analisi andrebbe accompagnata ad uno studio di tipo economico, per capire quale livello di sforzo è realmente applicabile date le possibilità finanziarie del Parco Regionale della Camargue.

6.5 Variazione della struttura d'età

In ultima analisi sono state ricavate le strutture d'età derivanti dai diversi tassi di mortalità da pesca applicati. La struttura d'età definisce il numero di individui appartenenti a ciascuna classe d'età in un dato istante di tempo.

Per questa elaborazione sono state utilizzate le matrici di popolazione restituite in output da ALADYM; queste matrici rappresentano l'andamento nel tempo di ogni classe d'età della popolazione. Nel nostro caso le matrici hanno dimensioni 240×480 , dove sulle righe troviamo i mesi mentre in colonna le classi d'età espresse in mesi.

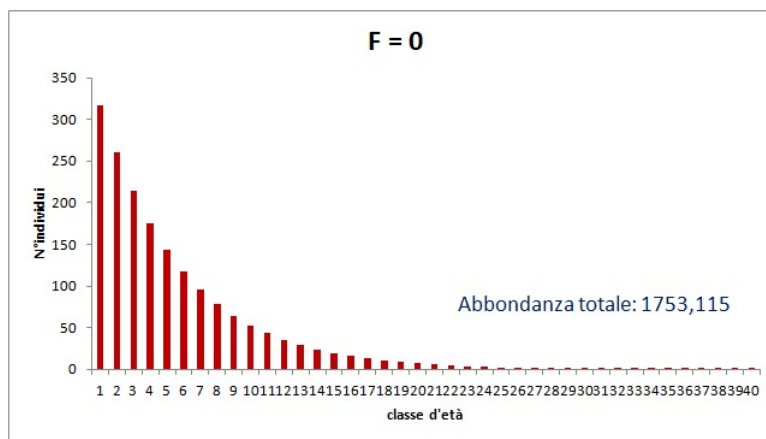


Figura 6.8: Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0$ anno⁻¹

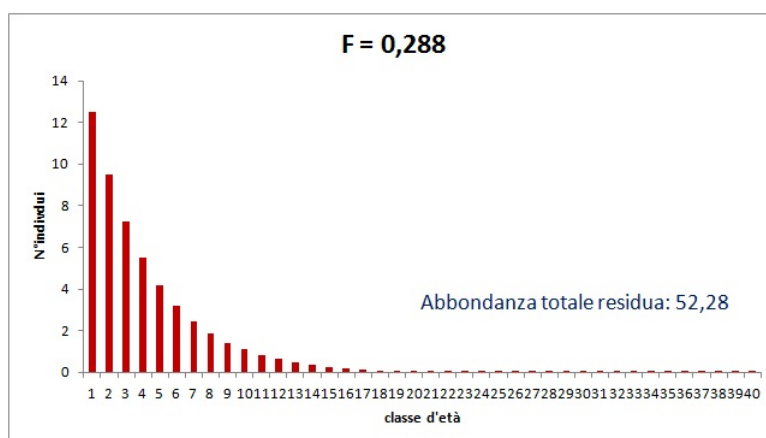


Figura 6.9: Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,288$ anno⁻¹

Si è calcolata la struttura d'età per ogni scenario come la somma, per ogni classe d'età, degli individui presenti in ogni mese nel ventesimo anno di simulazione; si ottiene così struttura d'età per le 480 classi mensili.

Per comodità di consultazione, le classi d'età sono state raggruppate con passo annuale anziché mensile, passando da 480 classi a 40, eseguendo la media sulle 12 classi d'età appartenenti al medesimo anno.

Da questi passaggi si ottiene il numero di individui appartenenti a ciascuna classe d'età, dalla cui somma risulta il numero totale degli individui che diminuisce all'aumentare del tasso di mortalità (Figure 6.8, 6.9, 6.10, 6.11, 6.12).

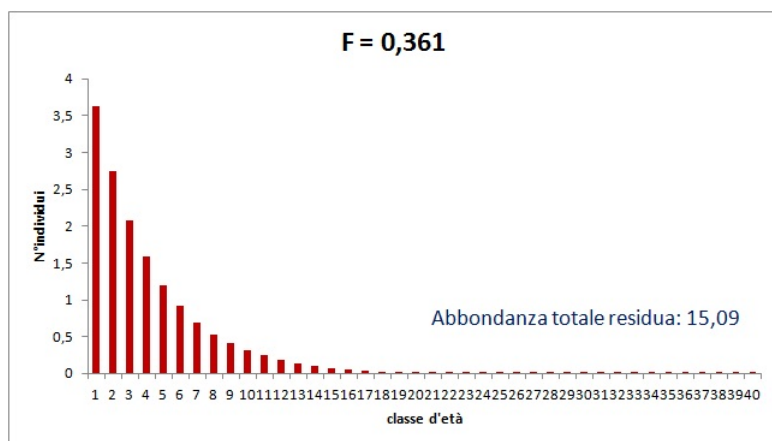


Figura 6.10: Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,361$ anno⁻¹

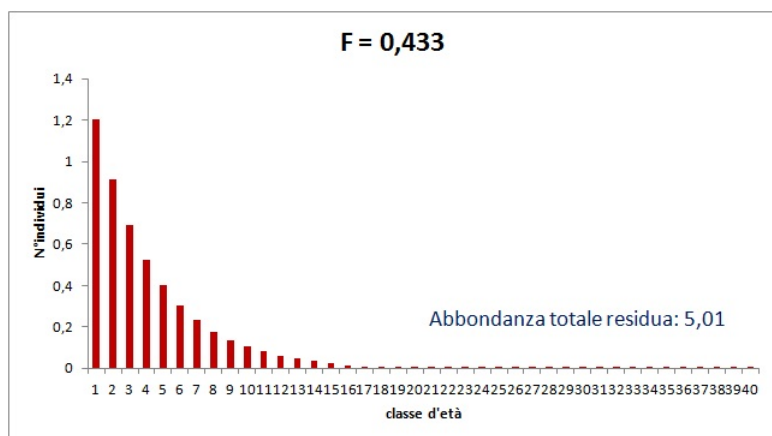


Figura 6.11: Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,433$ anno⁻¹

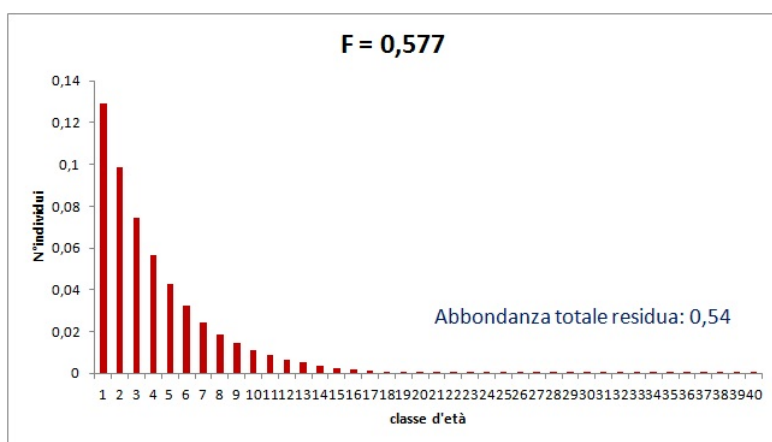


Figura 6.12: Struttura d'età risultante dallo scenario avente $F=0,577$ anno⁻¹

Capitolo 7

Conclusioni

Lo scopo principale di questa tesi era quello di simulare le dinamiche di abbondanza di popolazioni ittiche attraverso l'utilizzo del modello ALADYM, confrontando i suoi risultati con quelli ottenuti mediante un simile modello sviluppato in Excel.

Benché questo modello sia stato creato per la simulazione di specie marine, e in particolar modo per le specie del Mediterraneo che sono soggette a sfruttamento fin dalle prime fasi di vita, qui è stato applicato in un contesto di controllo di una popolazione d'acqua dolce: il pesce siluro. La conservazione del siluro non presenta una situazione critica, ma la sua presenza come specie invasiva in molti specchi d'acqua dolce europei minaccia le specie con cui entra in competizione. Diventa quindi necessario un monitoraggio costante del suo andamento demografico. In questo elaborato è stato preso in considerazione lo stock di siluri che ha colonizzato il canale di Fumemorte, nel Parco Regionale della Camargue.

La prima fase di analisi è stata dedicata ad un confronto preliminare degli output di ALADYM e di Excel. Una popolazione fittizia, senza valenza reale, è stata simulata parallelamente in ALADYM e in Excel utilizzando uguali equazioni e considerando un reclutamento costante.

Le variabili in output analizzate sono state: l'abbondanza della popolazione (espressa come numero di individui), la biomassa totale (tonnellate), il numero di individui riproduttori, la biomassa degli individui riproduttori (tonnellate) e il tasso di mortalità totale. In tutti i casi la corrispondenza tra i due modelli è molto buona, confermata sia dalla differenza media percentuale delle previsioni, che in valore assoluto non supera mai lo 0,3%, sia dal coefficiente di determinazione dell'analisi di regressione lineare tra le uscite dei due modelli.

Il passaggio successivo si è concentrato nell'analisi della popolazione di *Silurus glanis* del canale di Fumemorte. Anche in questo caso è stata effettuata sia una simulazione in ALADYM sia in Excel, ma diversamente dalla fase precedente i due modelli utilizzavano una relazione stock-reclutamento con dipendenza da densità di tipo Ricker, basata sul numero di individui in Excel e sulla biomassa in ALADYM.

Anche in questo caso i risultati presentavano andamenti molto simili. La popolazione raggiunge la stabilità intorno al novantesimo anno di simulazione con un numero di individui pari a circa 1753 unità e una biomassa totale di 13,87 tonnellate. La differenza media percentuale tra i due software risulta essere più elevata rispetto al caso fittizio a causa delle

diverse equazioni usate per il reclutamento, non superando comunque l'11% circa. In generale possiamo quindi confermare l'affidabilità di ALADYM.

Sono infine stati simulati diversi scenari di gestione caratterizzati dall'applicazione di diversi tassi di mortalità da pesca, su un arco temporale di 20 anni, volti al contenimento dell'espansione demografica dei siluri attraverso la rimozione degli stessi. Queste simulazioni hanno il loro fondamento nelle attività di controllo già in uso all'interno del Parco Regionale della Camargue. In tutti i casi presi in considerazione si ha una netta diminuzione della biomassa della popolazione, che avviene più rapidamente all'aumentare del tasso di mortalità, fino al quasi esaurimento della popolazione contestualmente al raddoppiamento della mortalità da pesca. Quest'analisi andrebbe accompagnata da uno studio di fattibilità economica volta alla ricerca della soluzione ottimale rispetto alla relazione costo-efficacia.

In conclusione si può dire che ALADYM è un valido strumento sia di analisi delle dinamiche di popolazioni, per quanto riguarda la stima dell'andamento dell'abbondanza e delle caratteristiche tipiche delle specie studiate, sia di previsione di diversi scenari di gestione per studiarne gli effetti sul lungo periodo. Essendo nato con lo scopo di evitare l'uso di dati provenienti dalle informazioni fornite dalla pesca commerciale, che spesso sono di bassa qualità, si può ritenere ALADYM molto utile nell'affiancare processi decisionali anche sul lungo periodo. In particolar modo la sua efficacia è valida anche per le specie non commercializzate, per le quali non c'è disponibilità di dati provenienti da attività di pesca, come nel caso del siluro.

Da apprezzare, infine, la flessibilità del modello. Esso riesce ad adattarsi facilmente nell'analisi di specie di diversa tipologia e collocazione geografica. Purtroppo però non sempre i dati richiesti sono facilmente reperibili.

7.1 Sviluppi futuri

Allo stato attuale ALADYM non tiene conto di fattori ambientali e spaziali. Questi possono incidere significativamente sull'andamento reale delle popolazioni ittiche; a dimostrazione di ciò basti pensare ai fenomeni migratori spesso fondamentali per il corretto svolgimento del ciclo vitale, come ad esempio per le anguille e per il salmone. Il non tenere conto di queste dinamiche può portare a delle stime errate nella definizione degli scenari di gestione, a maggior ragione se si tratta di misure in un'ottica di lungo periodo.

In secondo luogo il modello non è efficiente nella rappresentazione di schemi di sfruttamento complessi, ad esempio a casua dell'azione combinata di differenti strategie di pesca (con diversi strumenti, su aree differenti e in diversi periodi di tempo): situazioni invece molto comuni nella realtà.

Infine alcune specie, aventi una dipendenza da densità che interviene su tutte le classi d'età e non può quindi essere formulata solo attraverso la relazione stock-reclutamento, non possono essere trattate efficacemente con ALADYM.

Risulta perciò auspicabile un ulteriore sviluppo del modello, in modo da tenere in considerazione anche questi aspetti.

Ci si augura che tale lavoro di tesi possa portare ad un più diffuso utilizzo di un valido modello di simulazione quale ALADYM, il quale può certamente aiutare nella rapida individuazione di un'efficace soluzione al caso specifico del *Silurus glanis* della Camargue, come anche in contesti differenti, avendo dimostrato di una buona riproduzione degli andamenti demografici delle popolazioni analizzate.

Bibliografia

- [1]
- [2] Anticamara J.A., Watson R., Gelchu A., Pauly D., 2011, Global fishing effort (1950-2010): Trends, gaps, and implications. *Fisheries Research* 107, pp 131-136
- [3] Atta-Mills J., Alder J., Sumaila U.R., 2004, The decline of a regional fishing nation: the case of Ghana in West Africa. *Natural Resources Forum* 28, pp 13-21
- [4] Bax N., et al, 2003, Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity, *Marine Policy* 27, pp 313-323
- [5] Bevacqua D., De Leo G.A., Gatto M., Melià P., 2009, Size selectivity of fyke nets for European eels *Anguilla anguilla*, *Journal of Fish Biology* 74, pp 2178-2186
- [6] Bischi G.I., 2004, *Modelli matematici e risorse rinnovabili: il dilemma dei pescatori e altri apparenti paradossi*, Edizioni Erga, Genova
- [7] Bombace G., Lucchetti A., 2011, *Elementi di biologia della pesca*, Edagricole, pp 204
- [8] Cambray J.A., 2003, Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries, *Hydrobiologia* 500, pp 217-230
- [9] Ceriola L., et al, 2008, A bioeconomic indicators suit for the appraisal of the demersal trawl fishery in the Southern Adriatic Sea (Central Mediterranean), *Fisheries Research* 92, pp 255-267
- [10] Clark C.W., 1990, *Mathematical Bioeconomics*, 2nd edition, WileyInterScience
- [11] Clover C., 2004, *The end of the line: How Overfishing is Changing the World and What We Eat*. Random House, London, pp 320
- [12] Cotter J., Petitgas P., Abella A., 2009, Towards an ecosystem approach to fisheries management (EAFM) when trawl surveys provide the main source of information, *Aquatic Living Resources* 22, pp 243-254
- [13] Crespi G., 2012, *La demografia del siluro in un canale della Camargue: un modello strutturato per età*, Tesi Magistrale, Politecnico di Milano

- [14] Davies R.W., Cripps S.J., Nickson A., Porter G., 2009, Defining and estimating global marine fisheries by catch, *Marine Policy* 33, pp 661-672
- [15] De Leo G.A., Gatto M., 1995, A size and age structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.), *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 52, pp 1351-1367
- [16] Del Gatto P., 2001, La regolamentazione della pesca tra gestione delle risorse e tutela delle imprese. Verso un nuovo paradigma, Università di TorVergata, CEIS
- [17] FAO, 1997, Fisheries Management, Technical Guidelines for Responsible Fisheries, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- [18] FAO, 2012, State of the World's Fisheries and Aquaculture 2012 (SOFIA), Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- [19] Fioravanti S., Martinoja D., 2004, La politica comunitaria della pesca e la specificità del Mediterraneo, Programma Mare WWF Italia
- [20] Froese R., Kesner-Reyes K., 2002, Impact of Fishing in the Abundance of Marine Species, ICES Council Meeting Report, Copenhagen, Denmark
- [21] Fulton E.A., Smith A.D.M., Punt A.E., 2005, Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing?, *ICES Journal of Marine Science* 62, pp 540-551
- [22] Gabriel O., Lange K., Dahm E., Wendt T., 2005, *Fish Catching Methods of the World*, Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK.
- [23] Garret H., 1986, The tragedy of the commons, *Science* 162
- [24] Gatto M., 2007, Gestione del prelievo di risorse rinnovabili, Dispense del corso di Ecologia2
- [25] Gatto M., Casagrandi R., 2003, Dispense del corso di Ecologia, Città Studi Edizioni
- [26] Gordon H.S., 1954, The economic theory of a common property resource: the fishery, *Journal of Political Economy*
- [27] Gozlan R.E. et al, 2010, Current knowledge on non native freshwater fish introduction, *Journal of Fish Biology* 76, pp 751-786
- [28] Hilborn R., 2007, Defining success in fisheries and conflicts in objectives, *Marine Policy* 31, pp 153-158
- [29] Hilborn R., 2007, Reinterpreting the State of the Fisheries and their Management, *Ecosystems* 10, pp 107-114
- [30] Hooper D.U., et al, 2005, Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge, *Ecological Monographs* 75, pp 3-35

- [31] ICES, 2009, ICES Advice 2009 Book6, Report of the ICES Advisory Comitee
- [32] ICES, 2011, ICES Advice 2009 Book6, Report of the ICES Advisory Comitee
- [33] IUCN, 2008, Number of Threatened Species by Major Group of Organisms (1996-2007)
- [34] LeGallic B., Cox A., 2006, An economic analysis of illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing: key drivers and possible solutions, *Marine Policy* 30, pp 689-695
- [35] Lembo G., et al, 2009, ALADYM: an age and lenght-based single species simulator for exploring alternative management strategies, *Aquatic Living Resources* 22, pp 233-241
- [36] Lembo G., Spedicato M.T., Bitetto I., 2011, ALADYM: an age and lenght-based single species simulator for exploring alternative management strategies-Input spreadsheets description, COISPA Tecnologia&Ricerca Stazione Sperimentale per lo Studio delle Risorse del Mare
- [37] Lembo G., Spedicato M.T., Bitetto I., 2011, ALADYM: an age and lenght-based single species simulator for exploring alternative management strategies-version 9.1 upgrade of the model, COISPA Tecnologia&Ricerca Stazione Sperimentale per lo Studio delle Risorse del Mare
- [38] Lewinson R.L., Crowder L.B., Read A.J. and Sloan A. F., 2004, Understanding impacts of fosheries bycatch on marine megafauna, *TRENDS in Ecology and Evolution* Vol 19 No 11, pp 598-604
- [39] Mardle S., Pascoe S., 1999, A Review of Application of Multiple-Criteria Decision-Making Techniques to Fisheries, *Marine Resource Economics* 14, pp 41-63
- [40] Merino G., Karlou-Riga C., Anastopoulou I., Maynou F., Lleonart J., 2007, Bioeconomic simulation analysis of hake and red mullet fishery in the Gulf of Saronikos (Greece), *Scientia Marina* 71, pp 525-535
- [41] Montes S., 2011, *Tecnicas Estadisticas para la ingenieria*, Universidad de Oviedo
- [42] Morato T., Watson R., Pitcher T.J., Pauly D., 2006, Fishing down the deep, *Fish and Fisheries* 7, pp 24-34
- [43] Myers A.R., Worm B., 2003, Rapid worldwide depletion of predatory fish communities, *Nature* 423, pp 280-283
- [44] Nepveu C., Saint-Maxent C., 2002, Les especes animales et vegetales susceptibles de proliferer dans les milieux aquatiques et subaquatiques: Bilan à l'échelle du Bassin Artois-Piccarde, Agence de l'Eau-Mission ecologie du milieu
- [45] OECD, 2005, *Why fishing piracy persist: the economics of illegal, unreported and unregulated fishing*, Paris: OECD

- [46] Pauly D., Christensen V., 1995, Primary production required to sustain global fisheries, *Nature* 375, pp 255-279
- [47] Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F., 1998, Fishing down marine food webs, *Science* 279, pp 860-863
- [48] Pauly D., Christensen V., Guènette S., Pitcher T.J., et al, 2002, Toward sustainability in world fisheries, *Nature* 418, pp 689-695
- [49] Pauly D., Watson R., 2005, Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity, *Phil.Trans.R.Soc.B* 360, pp 415-423
- [50] Pauly D., Watson R., Alder J., 2005, Global trends in world fisheries: impact on marine ecosystems and food security, *Phil.Trans.R.Soc.B* 360, pp 5-12
- [51] Ribeiro F., Leuda P.M., 2012, Non native fish impact on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs, *Fisheries Management and Ecology* 19, pp 142-156
- [52] Roberts C.M., Hawkins J.P., 1999, Extinction risk on the sea, *TREE* 14, pp 241-246
- [53] Ruckelshaus M., Klinger T., Knowlton N., DeMaster D.P. 2008, Marine Ecosystem-based Management in Practice: Scientific and Governance Challenges, *BioScience* 58, pp 53-61
- [54] Silvestri S., 2006, Tecniche di modellizzazione bioeconomica a supporto dei processi di gestione della pesca dei piccoli pelagici nel Mare del Nord Adriatico, Università degli Studi di Padova, Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali
- [55] Silvestri S., Manynou F., 2009, Application of a bioeconomic model for supporting the management process of the small pelagic fishery in the Veneto Region, *Scientia Marina* 73, pp 563-572
- [56] Spagnolo M., Cautadella S., 2012, Lo stato della pesca-I piani di gestione: strumenti di intervento per il riequilibrio fra sforzo di pesca e risorse biologiche e dell'acquacoltura nei mari italiani, Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali
- [57] Sumaila U.R., Khan A., Watson R., et al, 2007, The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Reserc* 88, pp 1-4
- [58] Swartz W., Sala E., Tracey S., Watson R., Pauly D., 2010 The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to the present), *PLoS ONE* 5, pp 1-6
- [59] Symes D., 1997, Fisheries management: in search of good governance, *Fisheries Research* 32, pp 107-114
- [60] Toland J., Eldrig J., 2008, Specie alloctone invasive: una minaccia per l'economia e la biodiversità in Europa, *Natura2000* 25, pp 3-5

- [61] Vilà M., et al, 2010, How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment, *Front Ecol Environ* 8, pp 135-144
- [62] Watson R., Pauly D., 2001, Systematic distortions in world fisheries catch trends, *Nature* 414, pp 534- 536
- [63] Watson R., Kitchingman A., Gelchu A., Pauly D., 2004, Mapping global fisheries: sharpening our focus, *Fish and Fisheries* 5, pp 168-177
- [64] Watson R., Zeller D., Pauly D., 2011, Spatial expansion of EU and non-EU fishing fleets into the global ocean, 1950 to the present, *Sea Around Us Project*
- [65] Wittemberg R., Cock M.J.W., 2001, Les especes envahissantes exotiques: Un manuel pour une meilleure prevention et de meilleure pratiques de gestion, *CABI International*, Wallingford, Oxon, UK
- [66] WorldBank, 2009, *The Sunken Billions: The Economic Justification for Fisheries Reform*, The Interational Bank for Recostruction and Development/The World Bank, Washington DC
- [67] Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., et al, 2006, Impact of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services, *Science* 314, pp 787-790
- [68] Worms B., Hilborn R., Baum J.K. et al, 2009, Rebuilding Global Fisheries, *Science* 325, pp 578-585
- [69] Zeller D., Pauly D., 2005, Good news, bad news: global fisheries discard are declining, but so are total catches, *Fish and Fisheries* 6, pp 156-159