
ANNUAL REPORT

of the

Inter-American Tropical Tuna Commission

1994

INFORME ANUAL

de la

Comisión Interamericana de Atún Tropical

La Jolla, California
1995

CONTENTS—INDICE
ENGLISH VERSION—VERSION EN INGLES

	Page
INTRODUCTION	7
COMMISSION MEETINGS.....	8
ADMINISTRATION	13
Budget	13
Financial statement	13
INTER-AGENCY COOPERATION	13
VISITING SCIENTISTS AND STUDENTS	15
FIELD STATIONS	16
PUBLICATIONS	16
THE FISHERY	17
Statistics of catches and landings	17
The eastern Pacific tuna fleet.....	19
YELLOWFIN QUOTAS	21
RESEARCH.....	21
Tuna-billfish Program	21
Tuna-dolphin Program	46
STATUS OF THE TUNA AND SWORDFISH STOCKS IN 1994 AND OUTLOOK FOR 1995.....	54
Yellowfin tuna.....	54
Skipjack tuna.....	67
Bigeye tuna.....	74
Northern bluefin tuna.....	79
Black skipjack tuna	86
Swordfish	87
FIGURES AND TABLES—FIGURAS Y TABLAS	94

VERSION EN ESPAÑOL—SPANISH VERSION

	Página
INTRODUCCION	189
REUNIONES DE LA COMISION	190
ADMINISTRACION	195
Presupuesto	195
Informe financiero	196
COLABORACION ENTRE ENTIDADES AFINES	196
CIENTIFICOS Y ESTUDIANTES EN VISITA.....	198
OFICINAS REGIONALES	198
PUBLICACIONES	199
LA PESQUERIA	199
Estadísticas de capturas y desembarcos.....	199
La flota atunera del Pacífico oriental	201
CUOTAS DE ALETA AMARILLA	203
LA INVESTIGACION	204
Programa Atún-picudo	204
Programa Atún-delfín	231
CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PEZ ESPADA EN 1994 Y PERSPECTIVAS PARA 1995	239
Atún aleta amarilla	239
Atún barrilete	254
Atún patudo	261
Atún aleta azul del norte.....	267
Atún barrilete negro	274
Pez espada	275
APPENDIX 1—ANEXO 1	
STAFF—PERSONAL.....	282
APPENDIX 2—ANEXO 2	
RESOLUTIONS PASSED AT THE 27TH INTERGOVERNMENTAL MEETING—RESOLUCIONES APROBADAS EN LA 27 ^a REUNION INTERGUBERNAMENTAL	287
APPENDIX 3—ANEXO 3	
RESOLUTION PASSED AT THE 28TH INTERGOVERNMENTAL MEETING— RESOLUCION APROBADA EN LA 28 ^a REUNION INTERGUBERNAMENTAL	288
APPENDIX 4—ANEXO 4	
AMENDMENTS TO THE AGREEMENT FOR THE CONSERVATION OF DOLPHINS—ENMIENDAS AL ACUERDO PARA LA CONSERVACION DE DELFINES	289
APPENDIX 5—ANEXO 5	
FINANCIAL STATEMENT—DECLARACION FINANCIERA.....	291
APPENDIX 6—ANEXO 6	
CONTRIBUTIONS BY IATTC STAFF MEMBERS PUBLISHED DURING 1994—CONTRIBUCIONES POR PERSONAL DE CIAT PUBLICADAS DURANTE 1994	295

**COMMISSIONERS OF THE INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION AND THEIR
PERIODS OF SERVICE FROM ITS
INCEPTION IN 1950 UNTIL DECEMBER 31, 1994**

**LOS COMISIONADOS DE LA COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL Y SUS
PERIODOS DE SERVICIO DESDE LA FUNDACION
EN 1950 HASTA EL 31 DE DICIEMBRE DE 1994**

COSTA RICA

Virgilio Aguiluz.....	1950-1965
José L. Cardona-Cooper	1950-1979
Victor Nigro	1950-1969
Fernando Flores B.....	1958-1977
Milton H. López G.....	1965-1977
Eduardo Beeche T	1969-1971
Francisco Terán Valls.....	1971-1977
Manuel Freer	1977-1979
Gabriela Myers.....	1977-1979
Rodolfo Sáenz O.....	1977-1979
Manuel Freer Jimenez.....	1989-1990
Carlos P. Vargas.....	1989-1990
Stewart Heigold Stuart.....	1990
Herbert Name Echandi	1990-1994
Jaimie Basadre Oreamuno	1994-
Luis Paris Chaverri.....	1994-
Alvaro Moreno Gonlez.....	1994-

UNITED STATES OF AMERICA

Eugene D. Bennett.....	1950-1968 ¹
C. James.....	1950-1951
Lee F. Payne	1950-1961 ²
Gordon W. Sloan	1951-1957
John L. Kask	1952
John L. Farley.....	1953-1956
Arnie J. Suomela.....	1957-1959
Robert L. Jones	1958-1965 ³
J. Laurence McHugh.....	1960-1970
John G. Driscoll, Jr.....	1962-1975 ⁴
William H. Holmstrom	1966-1973
Donald P. Loker	1969-1976
William M. Terry.....	1970-1973 ⁵
Robert C. Macdonald	1973-1994
Steven E. Schanes	1973-1974
Wilvan G. Van Campen	1974-1976
Jack Gorby.....	1975-1992
Glen H. Copeland	1976-1977
Wynberley Coerr	1977-1988
Henry R. Beasley	1986-1994
Mary L. Walker	1988-1994
Jack Bowland	1992
Barbara H. Britten	1994-
M. Austin Forman	1994-
James T. McCarthy	1994-
Michael F. Tillman	1994-

PANAMA

Miguel A. Corro.....	1953-1957
Domingo A. Díaz.....	1953-1957
Walter Myers, Jr	1953-1957
Richard Eisermann	1958-1960
Gabriel Galindo	1958-1960
Juan L. de Obario	1958-1980
Harmodio Arias, Jr.....	1961-1962
Roberto Novey	1961-1962
Carlos A. López Guevara	1962-1974
Dora de Lanizter	1963-1972
Camilo Quintero	1963-1972
Arquimedes Franqueza	1972-1974
Federico Humber, Jr.....	1972-1974
Carolina T. de Mourizen	1974-1985
Jaimie Valdez	1974-1985
Carlos Arellano L.....	1980-1983
Luis E. Rodríguez	1980-1984
Armando Martínez Valdés	1984-1988
Carlos E. Icaza E.....	1985-1988
Dalva H. Arosemena M.....	1988-1990
Jesus A. Correa G.....	1989-1994
Jorge Lymberopoulos	1989
Roy E. Cardoze	1990-1994
Carlos E. Icaza E.....	1990-1991
José Antonio Icaza	1990-1991
Jorge Lymberopoulos	1991-1994

Juan Antonio Varela	1991-1994
José Donoso	1994-
Ricardo A. Martáns	1994-
José A. Troyano	1994-

ECUADOR

Pedro José Arteta	1961-1962
Eduardo Burneo	1961-1965
Enrique Ponce y Cabro	1961-1963
César Raza	1961-1962
Francisco Baquerizo	1963
Héctor A. Chiriboga	1963-1966
Vicente Tamariz A.....	1964-1965
Luis Pareja P.....	1966-1968
Vinicio Reyes E.....	1966-1968
Wilson Vela H.....	1966-1968

MEXICO

Mauro Cárdenas F.....	1964-1968
Hector Chapa Saldaña	1964-1968
Rodolfo Ramírez G.....	1964-1966
Maria Emilia Telléz B.....	1964-1971
Juan Luis Cifuentes L.....	1967-1970
Alejandro Cervantes D.....	1968-1978
Amin Zarur M.....	1968-1970
Arturo Diaz R.....	1970-1978
Joaquín Mercado F.....	1970-1977
Pedro Mercado S.....	1970-1975
Fernando Castro y Castro	1975-1977

CANADA

Emerson Gennis	1968-1969
Alfred W. H. Needler	1968-1972
E. Blyth Young	1968-1980
Leo E. Labrosse	1970-1972
Robert L. Payne	1970-1974
S. Noel Tibbo	1970-1977
G. Ernest Waring	1970-1976
James S. Beckett	1977-1984
Michael Hunter	1981-1984

JAPAN

Shoichi Masuda	1971-1985
Tomonari Matsushita	1971-1973
Fumihiko Suzuki	1971-1972
Seiya Nishida	1972-1974
Kunio Yonezawa	1973-1979
Harunori Kaya	1974-1976
Michio Mizoguchi	1976-1977
Michihiko Junhiro	1979-1980
Tatsuo Saito	1979-1983
Toshio Isogai	1980-1983
Susumu Akiyama	1984-1986
Iryuichi Tanabe	1984-1985
Satoshi Moriya	1985-1987
Yamato Ueda	1985
Takehisa Nogami	1986-1989
Kazuuo Shimura	1987-1989
Kojuji Inamura	1989-1992
Shigenobu Kato	1989-1991
Koichiro Seki	1991-1994
Masahiro Ishikawa	1992-1994
Kenro Iino	1994-
Minoru Morimoto	1994-

FRANCE

Serge Garache	1973-1983
Robert Letacounoux	1973-1983
Rene Thibaudau	1976-1977
Maurice Fourneyron	1980-1987
Dominique Piney	1984-1989
Daniel Silvestre	1990-1991
Jean François Gilon	1992
Patrice Corler	1993
Phillipe Perone	1994-
Jean-Paul Rivaud	1994-

NICARAGUA

Gilberto Bergman Padilla.....	1973-1977
Antonio Flores Arana.....	1973-1976
José B. Godoy M.....	1976-1980
Octavio Gutiérrez D.....	1977-1980
Silvio Campos M.....	1977-1980
Jamil Urroz E.....	1977-1985
Abelino Aróstegui Valladares.....	1985-1988
Sergio Martínez Casco.....	1988-

VANUATU

Richard Carpenter.....	1991-
Dorosday Kenneth.....	1991-

VENEZUELA

Francisco Herrera Terán	1992-1994
Carlos Giménez.....	1994-
Roberto Ortíz.....	1994-
Jean-François Pulvenis.....	1994-
Alfredo Zuloaga	1994

¹ Deceased in service December 18, 1968

¹ Murió en servicio activo el 18 de diciembre de 1968

² Deceased in service April 10, 1961

² Murió en servicio activo el 10 de abril de 1961

³ Deceased in service April 26, 1965

³ Murió en servicio activo el 26 de abril de 1965

⁴ Deceased in service May 5, 1973

⁴ Murió en servicio activo el 5 de mayo de 1973

⁵ Deceased in service October 16, 1975

⁵ Murió en servicio activo el 16 de octubre de 1975

**ANNUAL REPORT OF THE
INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION, 1994**

INTRODUCTION

The Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) operates under the authority and direction of a convention originally entered into by Costa Rica and the United States. The convention, which came into force in 1950, is open to adherence by other governments whose nationals fish for tropical tunas and tuna-like species in the eastern Pacific Ocean. Under this provision Panama adhered in 1953, Ecuador in 1961, Mexico in 1964, Canada in 1968, Japan in 1970, France and Nicaragua in 1973, Vanuatu in 1990, and Venezuela in 1992. Ecuador withdrew from the IATTC in 1968, Mexico in 1978, and Canada in 1984.

The IATTC fulfills its responsibilities with two programs, the Tuna-Billfish Program and the Tuna-Dolphin Program. The principal responsibilities of the Tuna-Billfish Program are (1) to study the biology of the tunas and tuna-like species of the eastern Pacific Ocean with a view to determining the effects that fishing and natural factors have on their abundance and (2) to recommend appropriate conservation measures so that the stocks of fish can be maintained at levels which will afford maximum sustainable catches. The principal responsibilities of the Tuna-Dolphin Program are (1) to monitor the abundance of dolphins and their mortality incidental to fishing through the collection of data aboard tuna purse seiners fishing in the eastern Pacific Ocean, (2) to analyze these data and make appropriate recommendations for the conservation of dolphins, (3) to study the causes of mortality of dolphins during fishing operations and encourage fishermen to adopt fishing techniques which minimize the mortalities of dolphins, and (4) to study the effects of different modes of fishing on the various fish and other animals of the pelagic ecosystem.

To carry out these missions, the IATTC conducts a wide variety of investigations at sea, in ports where tunas are landed, and in its laboratories. The research is carried out by a permanent, internationally-recruited research and support staff (Appendix 1) selected by the Director, who is directly responsible to the Commission.

The scientific program is now in its 44th year. The results of the IATTC staff's research are published in the IATTC's Bulletin series in English and Spanish, its two official languages, in its Special Report series, and in books, outside scientific journals, and trade journals. Reviews of each year's operations and activities are reported upon in the IATTC's Annual Reports, also in the two languages.

COMMISSION MEETINGS

The convention of the IATTC requires that it meet at least once each year. In addition, intergovernmental meetings, involving representatives of member governments and non-member governments which are interested in the fisheries for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean, are nearly always held in conjunction with the IATTC meetings. Two permanent working groups, the International Review Panel (IRP) and the Scientific Advisory Board (SAB), were established by the Agreement for the Conservation of Dolphins adopted at the 24th intergovernmental meeting, held in 1992. (That agreement is reproduced as Appendix 2 of the IATTC Annual Report for 1992.) The proceedings of the IATTC and IRP meetings, but not the intergovernmental meetings, held in 1994 are summarized in this section.

FIFTY-THIRD MEETING OF THE IATTC

The Commission held its 53rd meeting in Cumaná, Venezuela, on June 7-8, 1994. Biol. Carlos Giménez of Venezuela served as Chairman. Representatives of six member governments attended the meeting, as did observers from Colombia, Mexico, the Republic of China, the Russian Federation, Spain, the European Community, the Food and Agriculture Organization of the United Nations, the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, the Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, Greenpeace Latin America, and the Red Mexicana de Acción frente al Libre Comercio.

The following agenda was adopted:

1. Opening of the meeting
2. Adoption of agenda
3. Review of current tuna research
4. The 1993 fishing year
5. Status of tuna stocks
6. Review of tuna-dolphin research and extension programs
7. Review of International Dolphin Conservation Program
8. Recommendations for 1994
9. Recommended research program and budget for FY 1995-1996
10. Place and date of next meeting
11. Election of officers
12. Other business
13. Adjournment

(1) The Commission staff recommended a yellowfin catch quota of 250,000 short tons in the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA) during 1994, with the option to increase this limit by up to four increments of 25,000 tons each due to uncertainty regarding the size composition of the fish in the catch during the remainder of the year. The rationale for this recommendation is given in Background Paper 2 prepared for the meeting, which is available from the Commission on request.

The Commission meeting was temporarily adjourned on June 7, 1994, and the 27th intergovernmental meeting, involving all the national representatives at the Commission meeting, as either participants or observers, was convened on June 8. Two resolutions (Appendix 2) were adopted at this meeting.

After the intergovernmental meeting was adjourned on June 8, the Commission meeting was reconvened, and the following actions were taken:

A draft resolution prepared by the IATTC staff regarding the conservation of yellowfin was approved. This resolution reads as follows:

The Inter-American Tropical Tuna Commission, having responsibility for the scientific study of the tunas and tuna-like fishes of the eastern Pacific Ocean, and for the formulation of recommendations to the High Contracting Parties with regard to these resources, and having maintained since 1950 a continuing scientific program directed toward the study of those resources,

Notes that the yellowfin tuna resource of the eastern Pacific supports one of the most important surface fisheries for tunas in the world, and

Recognizes, based on past experience in the fishery, that the potential production from the resource can be reduced by excessive fishing effort, and

Recalls that from 1966 through 1979 the implementation of a successful conservation program maintained the yellowfin stock at high levels of abundance, and

Notes that from 1980 through 1993, excepting 1987, although no conservation programs were implemented, conservation measures were recommended to the Commissioners by the scientific staff, and in turn such measures were approved by the Commissioners for recommendation to their respective governments, and

Observes that, although the stock of yellowfin is currently at a level of abundance greater than the optimum, nevertheless it can be over-exploited,

Concludes that, if conditions warrant, a limitation on the catch of yellowfin tuna should be implemented during 1994.

The Inter-American Tropical Tuna Commission therefore recommends to the High Contracting Parties that a quota of 250,000 short tons be established for the 1994 calendar year on the total catch of yellowfin tuna from the CYRA (as defined in the resolution adopted by the Commission on May 17, 1962), and that the Director should be authorized to increase this limit by no more than four successive increments of 25,000 short tons each if he concludes from examination of available data that such increases will pose no substantial danger to the stocks, and

Finally recommends that all member states and other interested states work diligently to achieve the implementation of such a yellowfin conservation program for 1994.

(2) The Commission agreed to a proposed budget of \$4,866,767 for the 1995-1996 fiscal year.

(3) The Commission agreed that a special meeting would be held in October 1994 in La Jolla, California, USA, in conjunction with an intergovernmental meeting which would be held to discuss revision of the overall Dolphin Mortality Limit for 1995. It further agreed that its next regular meeting would be held in La Jolla in early June of 1995.

(4) The Commission agreed that the current Chairman would continue in that position for the October meeting of the IATTC and that a representative of the United States, to be named later, would serve as Chairman of the June meeting of the IATTC.

FIFTY-FOURTH MEETING OF THE IATTC

The IATTC held its 54th meeting in La Jolla, California, on October 20, 1994. Amb. Jean-François Pulvenis of Venezuela served as Chairman. Representatives of all the member governments were in attendance, as were representatives of Colombia, Mexico, Spain, the Comisión Permanente del Pacífico Sur, the European Community, the International Whaling Commission, the American Cetacean Society, the Animal Welfare Institute, the Asociación Empresarial Pesquera de América Latina, the Center for Marine Conservation, the Defenders of Wildlife, the Earth Island Institute, the Fishermen's Coalition, the Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, and the Humane Society International.

The following agenda was adopted:

1. Opening of the meeting
2. Adoption of agenda

3. A review of the 1994 fishing year to date
4. Review of the International Dolphin Conservation Program to date
5. Other business
6. Adjournment

The principal purpose of the IATTC meeting was to provide the latest information on the International Dolphin Conservation Program to the representatives of the member and observer nations to enable them to make rational decisions regarding various aspects of this program at the intergovernmental meeting which was to follow.

The IATTC meeting was followed, on October 20–21, 1994, by the 28th intergovernmental meeting involving all the national representatives at the IATTC meeting, either as participants or observers. A resolution on dolphin mortality limits for 1995 (Appendix 3) was adopted at this meeting. Also, agreement was reached on procedures for dealing with special problem sets in 1994, disposition of dolphin mortality limits for lost vessels, and collection of fees for the IATTC's observer program.

FIFTH MEETING OF THE INTERNATIONAL REVIEW PANEL

The fifth meeting of the International Review Panel (IRP) was held in Ensenada, Mexico, on January 26–27, 1994. Lic. Carlos Camacho Gaos of Mexico presided at the meeting, which was attended by representatives of Colombia, Mexico, Panama, the United States, Vanuatu, Venezuela, the Cámara Nacional de la Industria Pesquera of Mexico, and the Fundación para la Defensa de la Naturaleza.

The agenda consisted of the following items:

1. Opening
2. Election of Presider
3. Approval of agenda
4. Approval of minutes of October 1993 meeting
5. Dolphin Mortality Limits (DMLs):
 - a) Allocation of 1994 individual-vessel DMLs
 - b) Criteria for issuing DMLs
6. Review of compliance with International Dolphin Conservation Program (IDCP):
 - a) Reports to governments
 - b) Review of observer data
7. Infractions and sanctions
8. Rules of procedure
9. Place and date of next meeting
10. Other business
11. Adjournment

Members of the IATTC staff presented information collected by observers on infractions of laws and regulations concerning fishing for tunas associated with dolphins. During the review of the data it was agreed that:

1. The list of infractions reported to the governments should be annotated to include comments on questionable fishing practices.
2. The Secretariat would develop options on (a) improving the performance of fishermen, and (b) the definition of a fishing trip. These options would be presented to the IRP prior to its meeting of June 1994. It was further agreed that these subjects would be included in the agenda for that meeting.
3. The Secretariat would include summaries of the infractions reviewed at this and all previous IRP meetings in the reports to the governments.

It was agreed that there would be a meeting of experts concerning options for actions against nations not in compliance with the International Agreement for the Conservation of Dolphins in Washington, D.C., USA, on April 4-8, 1994. A working group, consisting of representatives of Mexico, the United States, and Venezuela, was formed to draft the terms of reference for this meeting.

A draft of amendments to the Agreement for the Conservation of Dolphins (Appendix 4) was approved.

SIXTH MEETING OF THE INTERNATIONAL REVIEW PANEL

The sixth meeting of the International Review Panel (IRP) was held in Cumaná, Venezuela, on June 4-6, 1994. Amb. Jean-François Pulvenis of Venezuela presided at the meeting, which was attended by representatives of Colombia, Mexico, Panama, the United States, Venezuela, the Cámara Nacional de la Industria Pesquera of Mexico, the Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, and the Red Mexicana de Acción frente al Libre Comercio.

The agenda consisted of the following items:

1. Opening of the Meeting
2. Election of Presider
3. Approval of agenda
4. Approval of minutes of January 1994 meeting
5. Dolphin Mortality Limits (DMLs):
 - a) Allocation of individual-vessel DMLs for the second semester of 1994
 - b) Review of criteria for issuing DMLs
6. Review of compliance with International Dolphin Conservation Program (IDCP):
 - a) 1993 annual report to governments
 - b) Infractions and sanctions
 - c) Report on status of Working Group
 - d) Definition of a fishing trip in regard to gear infractions
7. Options for improving performance by the fishermen
8. Review of observer data
9. Research fishing
10. Review of non-governmental membership the Panel
11. Place and date of next meeting
12. Other business
13. Adjournment

Under Agenda Item 5, the members of the IRP discussed the current method of assessing vessels for the increased costs of 100-percent observer coverage, a possible alternate method of assessment, and the possible loss of DMLs by vessels which do not utilize them by June 1 of the year in question. Under Agenda Item 6, they discussed a draft of the Annual Report of the IRP for 1993, the apparent lack of action by some governments in response to reports of possible infractions submitted to them by the IRP, and options for actions against nations which are not in compliance with the Agreement for the Conservation of Dolphins. Under Agenda Item 9, they discussed research fishing, and agreed that dolphin mortalities which occur while a vessel is performing research approved by the Secretariat and the Scientific Advisory Board would not be applied toward the DML of the vessel for the year in question, but would be applied toward the overall DML for that year. Under Agenda Item 10, it was agreed that the Rules of Procedure would be changed to stagger the terms of its non-governmental members, and it was also agreed that there was a need for Ecuador to participate, as a governmental member, in the activities of the IRP.

It was agreed that the next meeting of the IRP would take place in La Jolla, California, USA, in mid-October 1994.

SEVENTH MEETING OF THE INTERNATIONAL REVIEW PANEL

The seventh meeting of the International Review Panel (IRP) was held in La Jolla, California, USA, on October 17–19, 1994. Dr. Gary Matlock of the United States presided at the meeting, which was attended by representatives of Colombia, Mexico, the United States, Vanuatu, Venezuela, the Cámara Nacional de la Industria Pesquera of Mexico, the Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, and the U.S. Tuna Foundation. Representatives of Frigomarina Ltd. of Colombia and the Humane Society International attended as observers.

The agenda consisted of the following items:

1. Opening of the meeting
2. Election of Presider
3. Approval of agenda
4. Approval of minutes of the 6th Meeting of the IRP
5. Dolphin Mortality Limits (DMLs):
 - a) Review of mortalities to date
 - b) Review of criteria for issuing DMLs:
 - i) Changing from US\$10 per ton of capacity to a fixed fee
 - ii) Mechanisms for collecting fees
 - c) Disposition of DMLs for vessels that sink
 - d) Disaster sets
 - e) Research fishing - a review of proposal to set aside and administer a research quota
 - f) DMLs for 1995
6. Review of compliance with the International Dolphin Conservation Program (IDCP):
 - a) The instrument creating the IDCP and options for alternate instruments
 - b) Infractions and sanctions:
 - i) A review of major and other infractions
 - ii) Reporting gear infractions yes or no?
 - c) Report of the Working Group on Compliance
 - d) Definition of a fishing trip with regard to gear infractions a review of action taken at the 6th Meeting
7. Options for improving the performance of fishermen:
 - a) Further discussion of paragraph 1-1) of Appendix VII of the Minutes of the 6th Meeting
 - b) Action regarding the proposal for a Certificate of Captain Performance approved by the IRP and the Plenary in June 1994
8. Definition of a fishing captain
9. Possible participation of Ecuador as a member of the IRP
10. Review of membership of non-governmental organizations in the IRP:
 - a) Changing the term of membership
 - b) Staggering terms
 - c) Revised Rules of Procedure
11. Rules of procedure regarding observers attending IRP meetings
12. Review of observer data
13. Place and date of next meeting
14. Other business
15. Adjournment

Under Agenda Item 5, the IRP recommended to the governments party to the Agreement for the Conservation of Dolphins that, beginning in 1995, the vessel assessment fee to cover the costs of 100-percent observer coverage be increased from \$10 to \$12 per short ton carrying capacity, and that the

capacity be based on shipyard estimates of capacities. The IRP also recommended that fee payments be made to the IATTC by one of two methods: (1) a government issues a single check to the IATTC for the total fees of all vessels under its jurisdiction, or (2) a government collects a check, payable to the IATTC, from each vessel under its jurisdiction, and then sends all the checks to the IATTC.

The IRP recommended to the governments that an owner whose vessel has been lost be able to apply the unused DML of the lost vessel to a replacement vessel if the replacement vessel enters the fishery prior to the end of the year for which the DML was issued. It also recommended that if the replacement vessel enters the fishery after that year, but within 730 days of the date of the loss, the owner should not be required to post a bond for that vessel.

The IRP issued an individual DML of 114 animals to each of 81 vessels for 1995, based on an overall DML of 9,300 animals.

The IRP also recommended to the governments a series of procedures for dealing with high-mortality sets that occurred during 1994. Under the proposed procedures, when a vessel experiences a set in which the mortality exceeds 50 percent of its 1994 DML and which also affects its 1995 DML, the set can be declared to be a "special-problem set," provided that the conditions which prevailed during the set meet certain specifications. If so, the vessel would have its 1995 DML reduced by no more than 40 percent. The IRP would determine the requirements for designation as a special-problem set, based on its own review, with input from outside experts and from the government with jurisdiction over the vessel, if that government wishes to participate in the review. The IRP will address at its next meeting what effect a special-problem set which occurred during 1994 will have on the vessel's DMLs after 1995.

Under Agenda Item 7, the IRP agreed that the fishermen deserve recognition for their improved performance, and that it would implement a system of recognition.

Under Agenda Item 8, it was decided that the vessel observer would continue to identify the person in charge of fishing operations as the fishing captain, but that the Secretariat should inform the governments of the need for establishing a standardized certification system for fishing captains.

ADMINISTRATION

BUDGET

At its 50th meeting, held in La Jolla, California, USA, on June 16–18, 1992, the Commission unanimously approved the budget for the 1993–1994 fiscal year, submitted by the Director, in the amount of \$4,743,000, plus a supplemental budget of \$4,520,000 for activities relating to the Tuna-Dolphin Program which would be spent during the 1993–1994 and 1994–1995 fiscal years. However, the final amount received from the member nations during the 1993–1994 fiscal year was \$3,015,762, a shortfall of \$1,727,238 relative to the amount which was recommended and approved for the regular budget. As a consequence, some planned research had to be curtailed.

FINANCIAL STATEMENT

The Commission's financial accounts for fiscal year 1993–1994 were audited by Peat, Marwick, Mitchell and Co. Summary tables of its report are shown in Appendix 5 of this report.

INTER-AGENCY COOPERATION

During 1994, the scientific staff of the IATTC continued to maintain close contact with university, governmental, and private research organizations and institutions on the local, national, and

international level. This contact enabled the staff to keep abreast of the rapid advances and developments taking place in fisheries and oceanography research throughout the world. Some aspects of these relationships are described below.

The IATTC's headquarters are located on the campus of Scripps Institution of Oceanography (SIO), University of California, La Jolla, California, USA, one of the major world centers for the study of marine science and the headquarters for federal and state agencies involved in fisheries, oceanography, and related sciences. This situation provides the staff with an excellent opportunity to maintain frequent contact with scientists of those organizations. Drs. James Joseph and Richard B. Deriso are members of the faculty of SIO, and Dr. Deriso supervised the research of some students at that institution during 1994. Mr. Michael G. Hinton and Ms. Cleridy E. Lennert were registered as graduate students at SIO during 1994.

Drs. Joseph and Deriso also serve as members of the faculty of the University of Washington, Seattle, Washington, USA, and Dr. Joseph is also a member of the faculty of the Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Mexico. Dr. Martín A. Hall serves as a member of the faculty of the University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canada. Drs. Deriso, Hall, Pablo R. Arenas, Daniel Margulies, and Robert J. Olson served on committees which supervised the research of graduate students at various universities during 1994.

The cordial and productive relationships which the IATTC has enjoyed with the Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), the Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), the Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (OLDEPESCA), the SBT [southern bluefin tuna] Trilateral Scientific Group, the South Pacific Commission (SPC), and other international organizations have continued for many years. For example, Drs. Richard B. Deriso, William H. Bayliff, and Alexander Wild served as members of the FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Ocean Tuna Fisheries, sponsored by FAO, during 1994. Dr. Deriso served as Chairman of the working group on eastern Pacific yellowfin and Co-chairman of the working group on skipjack, and Dr. Bayliff served as Chairman of the working group on northern bluefin. To help achieve the objectives of this program, FAO has provided funding for two computer simulation studies which are being conducted by the IATTC staff. Dr. Ashley J. Mullen was granted a 2½-month leave of absence, beginning in mid-November 1993, to carry out a project for FAO. He spent most of that period in Indonesia and the Philippines, where he gathered data on the tuna fisheries of those countries so that the feasibility of studying interactions among the various fisheries for tunas could be assessed. Dr. Deriso serves as an advisor for the SBT Trilateral Scientific Group. Dr. Pablo R. Arenas assisted with the coordination of a research program involving the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS), the California Department of Fish and Game, and several research and management agencies in Mexico. The object of the program is to determine the population size and reproductive status of the California sardine, which inhabits waters off California and Baja California.

Also during 1994, the IATTC staff maintained close working relationships with fishery agencies of its member countries, and with similar institutions in many non-member countries in various parts of the world. For example, Dr. James Joseph is a member of the Committee on Fisheries of the Ocean Studies Board of the U.S. National Academy of Sciences (NAS), and Dr. Richard B. Deriso is a member of the Scientific and Statistical Committee of the Western Pacific Fishery Management Council of the United States and the Review Committee for California Sea Grant. Dr. Joseph was one of the authors of a NAS study, Improving the Management of U.S. Marine Fisheries, and Dr. Deriso was one of the authors of another NAS study, An Assessment of Atlantic Bluefin Tuna. Mr. Felipe Galván-Magaña of the Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Mexico, Dr. Robert J. Olson of the IATTC, and Ms. Kelly Peltier-Robertson of the Southwest Fisheries Science Center, U.S. NMFS, are currently conducting a joint study of the trophic interactions of yellowfin

tuna, dolphins, and associated predators in the eastern Pacific Ocean. This work is described in the subsection of this report entitled ***Trophic interactions of yellowfin tuna, dolphins, and associated predators.***

Since 1977 the IATTC staff has been training observers for placement aboard tuna vessels to collect data on abundance, mortality, and other aspects of the biology of dolphins. In addition, these observers have collected stomach contents and samples of gonads and other tissues of yellowfin tuna, recorded data on the incidental catches of species other than tunas and dolphins, recorded information on floating objects and the fauna and flora associated with them, etc. Government organizations, educational institutions, and industry representatives from the various countries involved have cooperated fully in the training and placement of these observers. Data collected by the observer programs of Mexico and the United States are furnished to the IATTC staff for analysis.

Late in 1993, an agreement was reached by the Overseas Fishery Cooperation Foundation (OFCF) of Japan, the government of the Republic of Panama, and the IATTC to undertake a joint five-year project, funded mostly by the OFCF, at the IATTC's Achotines Laboratory in Panama. The project, which entered its initial stage in 1994, encompasses research on the feasibility of culturing adult yellowfin tuna, snappers (Lutjanidae), and corvina-like fishes (Sciaenidae) to supply larvae for research, and the production of food organisms for their larvae and juveniles.

Over the years, scientists and students from many countries have spent several weeks or months at the IATTC's headquarters in La Jolla and at its Achotines Laboratory learning new research methods and conducting research utilizing IATTC facilities and data. The visitors whose stays amounted to 2 weeks or more are listed in the section entitled **VISITING SCIENTISTS AND STUDENTS**. Also, IATTC scientists have often rendered assistance with research on fisheries for tunas and other species to scientists of other countries while on duty travel to those countries, and occasionally have travelled to other countries for the specific purpose of assisting with their research programs.

The establishment by the IATTC of a research facility in Panama, described in the section entitled **FIELD STATIONS**, is giving the staff the opportunity to work more closely with Panamanian fisheries personnel. The establishment of the Achotines Laboratory has made it possible to provide assistance to local scientists in the implementation of research projects on species other than tunas, e.g. snappers. Considerable progress has been made in the snapper program; this subject is discussed in the section entitled ***Snapper resource studies.***

VISITING SCIENTISTS AND STUDENTS

Mr. Felipe Galván-Magaña, a permanent employee of the Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Mexico, spent nearly all of 1994 at the IATTC headquarters in La Jolla, California, where he worked with Dr. Robert J. Olson of the IATTC staff on trophic relationships of pelagic predators in the eastern Pacific Ocean.

Mr. Wojciech Pelczarski of the Sea Fisheries Institute, Gdynia, Poland, spent the period of May 16–27 at the IATTC headquarters in La Jolla and at the Tuna Conference at Lake Arrowhead, California, USA, where he learned about the IATTC research program and increased his knowledge about tuna research in general.

Dr. Santiago Lenz, a scientist at the Instituto Español de Oceanografía, Vigo, Spain, spent the period of May 23–June 10, 1994, at the IATTC headquarters in La Jolla, where he studied the organization and functions of the IATTC's Tuna-Dolphin Program.

Mr. Robert W. Thacker, a graduate student at the University of Michigan, spent the period of May 5–June 6, 1994, at the Achotines Laboratory, where he studied the behavior of land hermit crabs, *Coenobita compressus*.

Dr. Alain Fonteneau, an employee of the Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération de France, stationed at the Centre de Recherches Océanographiques de Dakar, Senegal, began a 2-year stay at the IATTC headquarters in La Jolla on October 3, 1994. While in La Jolla, he is carrying out a comparative study of the important biological parameters of the tropical tunas of various parts of the world.

Mr. Rafael Solano, a Ph.D. candidate at the Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Mexico, and Ms. Katerina D'Agrosa, a M.S. candidate at the Instituto Tecnológico y Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guaymas, Mexico, spent time in La Jolla with Dr. Martín A. Hall, who served as one of the supervisors of their research.

Messrs. Alejandro A. Anganuzzi and Patrick K. Tomlinson spent the period of March 14-25, 1994, in Paipa, Colombia, where, at the invitation of the Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura of Colombia, they taught a course in management of tropical fisheries to Colombian fisheries scientists. The emphasis of the course was on quantitative methods whose application is made possible by the use of personal computers.

FIELD STATIONS

The IATTC maintains field offices in Manta, Ecuador; Ensenada and Mazatlán, Mexico; Panama, Republic of Panama; Mayaguez, Puerto Rico, USA; and Cumaná, Venezuela. The scientists and technicians stationed at these offices collect landings statistics, abstract the logbooks of tuna vessels to obtain catch and effort data, measure fish and collect other biological data, and assist with the training and placement of observers aboard vessels participating in the IATTC's Tuna-Dolphin Program. This work is carried out not only in the above-named ports, but also in other ports in Colombia, Costa Rica, Ecuador, Mexico, Panama, Peru, Puerto Rico, and Venezuela, which are visited regularly by IATTC employees.

In addition, the IATTC maintains a laboratory at Achotines Bay, just west of Punta Mala on the Azuero Peninsula of Panama. The Achotines Laboratory is used principally for studies of the early life history of tunas. Such studies are of great importance, as acquisition of knowledge of the life history of tunas prior to recruitment into the fishery would reduce the uncertainty which currently exists in the staff's assessments of the condition of the various stocks of tunas. The IATTC is enlarging the laboratory facilities to accommodate the previously-described project involving the Overseas Fishery Cooperation Foundation of Japan, the government of Panama, and the IATTC. When that is completed, there will be more space for investigators from other agencies, such as Panama's Dirección General de Recursos Marinos and the University of Panama.

PUBLICATIONS

The prompt and complete publication of research results is one of the most important elements of the IATTC's program of scientific investigations. By this means the member governments, the scientific community, and the public at large are currently informed of the research findings of the IATTC staff. The publication of basic data, methods of analysis, and conclusions afford the opportunity for critical review by other scientists, ensuring the soundness of the conclusions reached by the IATTC staff and enlisted the interest of other scientists in the IATTC's research. By the end of 1994 IATTC staff members had published 138 Bulletins, 43 Annual Reports, 8 Special Reports, 8 Data Reports, 8 books, and 428 chapters, papers, and articles in books and outside journals. The contributions by staff members published during 1994 are listed in Appendix 6 of this report.

THE FISHERY

STATISTICS OF CATCHES AND LANDINGS

The IATTC staff is concerned principally with the eastern Pacific Ocean (EPO), currently defined as the area between the mainland of North, Central, and South America and 150°W.

Statistical data from the IATTC's field stations are continuously being collected and processed. As a result, estimates of fisheries statistics with varying degrees of accuracy and precision are available. Because it may require a year or more to obtain some final information, and because the staff has been updating the data for earlier years, the annual statistics reported here are the most current, and supersede earlier reported statistics. The weights of fish caught are reported in short tons.

Annual estimates of the catches of the various species of tunas and other fishes landed by vessels of the EPO fleet which fish for tunas with surface gear (see next section) are shown in Table 1. The sub-surface (longline) catches of yellowfin (*Thunnus albacares*), bigeye (*T. obesus*), and bluefin (*T. thynnus*) in the EPO are shown in Tables 16, 21, and 25, respectively. The catch data for skipjack (*Katsuwonus pelamis*) are essentially complete except for insignificant catches made by the longline, sport, and artisanal fisheries. The western Pacific and Atlantic Ocean catch data in Table 1 are not total catch estimates for those waters because data for vessels which had not fished in the EPO during the year in question are not included.

There were no restrictions on fishing for tunas in the EPO during the 1979–1993 period, although regulations placed on purse-seine vessels directing their effort at tunas associated with dolphins have probably affected the way certain of these vessels operated, especially during the late 1980s and early 1990s. Studies which may provide measures of this effect are currently in progress, but useful results are not yet available, so the statistics for 1994 are compared to those for 1979–1993. During this period, there was a major El Niño event which began in mid-1982 and persisted until late 1983. The catch rates in the EPO were low during the El Niño episode, which caused a shift of fishing effort from the eastern to the western Pacific, and the fishing effort remained relatively low during 1984–1986.

The average annual catch of yellowfin in the CYRA during the 1979–1993 period was 218.0 thousand tons (range: 90.4 to 294.6). The preliminary estimate of the 1994 yellowfin catch in the CYRA is about 214.9 thousand tons. During the 1979–1993 period, the annual yellowfin catch from the area between the CYRA boundary and 150°W averaged 27.0 thousand tons (range: 13.5 to 51.8). The preliminary estimate of the yellowfin catch from this area for 1994 is about 23.8 thousand tons. The estimated 1994 yellowfin catch from the EPO, about 238.8 thousand tons, is well below the maximum of 319.0 thousand tons taken in 1989, but not significantly different from the 1979–1993 average of 236.6 thousand tons.

During the 1979–1993 period, the annual catch of skipjack in the EPO averaged 92.6 thousand tons (range: 54.5 to 145.5). The preliminary estimate of the skipjack catch in the EPO in 1994, about 81.2 thousand tons, was about 10 percent below the 1979–1993 average.

While yellowfin and skipjack comprise the most significant portion of the catch made in the EPO, bigeye, bluefin, albacore (*Thunnus alalunga*), black skipjack (*Euthynnus lineatus*), bonito (*Sarda orientalis*), and other species contribute to the overall harvest in this area. The total catch of these other species in the EPO was about 42.6 thousand tons in 1994, as compared to the 1979–1993 average of 16.5 thousand tons (range: 8.2 to 32.7). The record-high catch of species other than yellowfin and skipjack was due to a record-high catch of about 31.7 thousand tons of bigeye. The increased catch of bigeye was apparently due to the discovery that bigeye associated with floating objects, but well below the surface, can be detected with sonar and caught with purse seines. Many of these floating objects are fish-aggregating devices (FADs) placed in the water by the fishermen.

The average annual distribution of logged catches of yellowfin by purse seiners in the EPO during the 1979–1993 period is shown in Figure 2, and a preliminary estimate for 1994 is shown in

Figure 3. As fishing conditions change throughout the year, the areas of greatest catches vary. The catch of yellowfin during the first quarter of 1994 was generally restricted to regions inside the CYRA, primarily in nearshore areas and along the Inter-Tropical Convergence Zone. Additionally, good fishing occurred offshore between about 10°S and 18°S from about 80°W to 90°W. During the second quarter, catches continued to be made nearshore, with areas of high catch occurring between about 5°N and 23°N. An area of high catches evident in the southern Gulf of California during the first quarter extended well into the Gulf during the second quarter. The catches increased in the offshore area between about 5°N and 15°N from about 110°W to 125°W during the second quarter. During the third quarter, the catches were centered in three regions: (1) the area off Baja California between about 22°N and 27°N and in the southern part of the Gulf of California; (2) the area off Ecuador and northern Peru and offshore to the region of the Galapagos Islands; and (3) the offshore region between about 8°N and 14°N from about 115°W to 130°W. During the fourth quarter, fishing continued throughout most of the EPO, with areas of high catches occurring between about 3°S and 7°S from about 80°W to 85°W and from about 100°W to 115°W. The fishing remained good around the tip of Baja California, but the catches decreased in the northern part of the Gulf of California.

The average annual distribution of logged catches of skipjack by purse seiners in the EPO during the 1979–1993 period is shown in Figure 4, and a preliminary estimate for 1994 is shown in Figure 5. The skipjack catches during the first quarter of 1994 were distributed throughout the region between about 18°S and 5°S and from about 80°W to 90°W. There was also a small region of high catches near the Gulf of Guayaquil during the first quarter. The zone of greatest skipjack catches shifted north, to the Panama Bight region, during the second quarter. As the year progressed, the catches decreased in the Panama Bight, and were more scattered throughout the EPO.

Most of the catches of bigeye made during 1994 were taken between about 5°N and 10°S from about 85°W to 110°W.

The 1993 and preliminary 1994 catches in the EPO, by flag, and landings of fish caught in the EPO, by country, are given in Tables 2 and 3. The estimated catch of all species in the EPO in 1994 was about 362.6 thousand tons. Mexican-, Venezuelan-, Ecuadorian-, and Vanuatu-flag vessels harvested 36, 16, 13, and 12 percent, respectively, of the total EPO catch. The landings are fish unloaded during a calendar year, regardless of the year of catch. The country of landing is that in which the fish were unloaded from the fishing vessel or, in the case of transshipments, the country which received the transshipped fish. Preliminary landings data (Table 3) indicate that, of the 369.9 thousand tons of tunas landed in 1994, 130.7 thousand tons (35 percent) was landed in Mexico. The landings in Ecuador (106.1 thousand tons; 29 percent), Colombia (45.9 thousand tons; 12 percent) and Venezuela (34.3 thousand tons, 9 percent) were next in terms of magnitude. It is important to note that when final information is available the landings currently assigned to various countries may change due to exports from storage facilities to processors in other nations.

Tunas are caught in three types of schools by surface gear, those in which the fish are associated with dolphins, those in which the fish are associated with floating objects, such as logs, and those in which the fish are associated only with other fish. Data on the logged purse-seine sets of each type, the catches of yellowfin, skipjack, and bigeye tuna in these sets, and the total catches of these species by purse seines are listed in Table 4. It can be seen that the greatest number of sets on schools associated with floating objects and on schools of tuna associated only with other fish were made during the period from the mid-1970s to the early 1980s. There is considerable opposition to fishing for tunas associated with dolphins by certain environmental groups and individuals concerned with the environment. Despite this opposition, and the refusal of U.S. canners to accept tunas caught during trips during which sets were made on dolphin-associated fish, the numbers of sets and catches of tunas made on fish associated with dolphins have decreased only moderately.

Tuna vessels fishing in the EPO occasionally fish in other areas in the same year. In 1994 various vessels which were part of the EPO tuna fleet also fished in the western Pacific and/or in the Atlantic and Caribbean. The 1979–1993 median catch by these vessels in the western Pacific was about 6.4 thousand tons (range: 0.1 to 83.6), and in the Atlantic and Caribbean about 8.4 thousand tons (range: 0.5 to 17.3). The maximum catches taken in other areas by vessels of the EPO tuna fleet were made in 1983, the year of the lowest total catch in the EPO (180.4 thousand tons) since 1962 (177.7 thousand tons). Preliminary estimates indicate that the 1994 total catches in these areas by vessels of the EPO tuna fleet were about 11.0 thousand tons in the western Pacific and 7.7 thousand tons in the Atlantic and Caribbean.

Under the terms of the convention which established the IATTC, the primary objective of the IATTC staff's research is monitoring the condition of the stocks of tunas and other species taken in the EPO by tuna fisheries. Taking into consideration the extensive movements of the tunas, the mobility of the vessels of the tuna fleets of various nations, and the international nature of the tuna trade, statistics on the catch and effort from the EPO must be viewed in the light of global statistics. Statistics for the global catches of tunas and related species for 1993, the most recent year for which data are available, are presented in Figures 6 and 7. Statistics of the catches of the principal market species of tunas during 1975–1993, by oceans, appear in Table 5 and Figure 8. These statistics were obtained from the annual yearbooks of fisheries statistics published by the Food and Agriculture Organization of the United Nations.

THE EASTERN PACIFIC TUNA FLEET

The IATTC staff maintains records of gear, flag, and fish-carrying capacity for most of the vessels which fish for yellowfin, skipjack, or bluefin tuna in the Pacific Ocean east of 150°W (EPO). Records are not maintained for Far East-flag longline vessels, nor for sport-fishing vessels and small craft such as canoes and launches. The eastern Pacific fleet described here includes vessels which have fished all or part of the year in the EPO for yellowfin, skipjack, or bluefin.

The owner's or builder's estimates of vessel carrying capacities are used until landing records indicate that revision of these is appropriate. The vessels are grouped, by carrying capacity, into the following size classes for reporting purposes: class 1, less than 51 short tons; class 2, 51–100 tons; class 3, 101–200 tons; class 4, 201–300 tons; class 5, 301–400 tons; and class 6, more than 400 tons. Except for longliners and miscellaneous small vessels mentioned in the previous paragraph, all vessels which fished in the EPO during the year are included in the annual estimates of the size of the surface fleet.

Until about 1960, fishing for tunas in the EPO was dominated by baitboats operating in the more coastal regions and in the vicinity of offshore islands. During the late 1950s and early 1960s most of the larger baitboats were converted to purse seiners, and by 1961 the EPO surface fleet was dominated by these vessels. During the 1961–1991 period the number of baitboats decreased from about 95 to 20, where it has since remained, and their capacity decreased from about 10.5 to 1.5 thousand tons. During the same period the number of purse seiners increased from about 125 to 150, and their capacity increased from about 30 to 112 thousand tons. The peak in numbers and capacity of purse seiners occurred during the 1978–1981 period, when the number of these vessels ranged from 248 to 268 and the capacity from 181 to 185 thousand tons (Table 6).

The construction of new and larger purse seiners, which began during the mid-1960s, resulted in an increase in the fleet capacity from 46.3 thousand tons in 1966 to 184.6 thousand tons in 1976. During the 1977–1981 period the fleet capacity remained fairly stable, increasing by only about 2.9 thousand tons. During this period the construction of new vessels continued, but the new capacity was offset by losses due to sinkings and vessels leaving the fishery. In 1982 the fleet capacity declined by 17.5 thousand tons as vessels were deactivated or left the EPO to fish in other areas, primarily the western

Pacific. This trend continued through 1983 as the catch rates in the EPO declined, due primarily to anomalous ocean conditions during 1982–1983. The fleet capacity declined by 26.3 thousand tons during 1983, and in 1984 it declined an additional 26.8 thousand tons. The fleet capacity in 1984, about 117.6 thousand tons, was the lowest it had been since 1971. In 1985, however, due primarily to the return of vessels from the western Pacific, the capacity increased to about 132.2 thousand tons, but in 1986 it decreased slightly to about 126.1 thousand tons. During 1987, several new vessels were added to the fleet, and others returned to the EPO fishery from the western Pacific, causing the fleet capacity to increase to 145.7 thousand tons. This trend continued in 1988, resulting in a fleet capacity of 151.5 thousand tons. This was the greatest fleet capacity observed since 1982. The fleet capacity dropped to about 136.6 thousand tons in 1989, and in 1990 it remained at about the same level, 137.6 thousand tons. This fleet capacity was not present in the EPO through the entire year, however. In the spring of 1990, the U.S. tuna-canning industry adopted a policy of not purchasing tunas caught during trips during which sets on tunas associated with dolphins were made. This caused many of the U.S.-flag vessels fishing in the EPO to leave that fishery and enter the fisheries of the Atlantic or western Pacific. The U.S. canners have continued their "dolphin-safe" policy, resulting in further decreases in the number of U.S.-flag vessels fishing in the EPO, and a consequent reduction in the EPO fleet to 111.7 thousand tons and 113.3 thousand tons in 1992 and 1993, respectively. With increases in participation of non-U.S.-flag vessels in the fishery, the 1994 capacity was up slightly to about 116.1 thousand tons.

The 1993 and preliminary 1994 data for numbers and carrying capacities of surface-gear vessels of the EPO tuna fleet are shown in Table 7. The EPO tuna fleet was dominated by vessels operating under the Mexican and Venezuelan flags during 1994, with about 60 percent of the total capacity of the fleet flying the flags of those nations. The Mexican fleet has been the largest fleet since 1987, with about 40 percent of the total capacity during 1993 and 1994, while Venezuelan-flag vessels comprised about 20 percent of the total capacity during those years. In 1990 the U.S. fleet included 29 large purse seiners, with a total capacity of about 30.1 thousand tons, but following adoption of the U.S. canners' dolphin-safe policy, this number decreased to 13 in 1991 and to 8 in 1992, where it remained at the end of 1993. By the end of 1994, only six large U.S.-flag seiners, with a total of about 7.2 thousand tons of capacity, were operating in the EPO. The U.S. canners' dolphin-safe policy has not had a significant effect on the sizes of the other fleets operating in the EPO, and in recent years the numbers of sets and the catches made on dolphin-associated fish have decreased moderately (Table 4).

The majority of the total capacity of the EPO tuna fleet consists of purse seiners with capacities of over 400 tons. This group of vessels comprised about 90 percent of the total fishing capacity operating in the EPO in 1994.

The average, minimum, and maximum tons of fleet capacity at sea (CAS) by month for the EPO during 1979–1993, and the 1994 values, are shown in Figure 9. These monthly values are the averages of the CAS estimates given in weekly reports prepared by the IATTC staff. The values for the 1979–1993 period were chosen for comparison with those of 1994 because the earlier years, when regulations were in effect, had somewhat different temporal distributions of effort due to restriction of yellowfin fishing in the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA; Figure 1). Overall, as was the case in 1993, the 1994 CAS values are significantly less than the 1979–1993 averages. This reduction is attributed to the reduction in the number and capacity of U.S.-flag vessels participating in the fishery, which has resulted from the U.S. canners' dolphin-safe policy discussed above.

During the 1979–1993 period an average of 51 percent of the surface fleet capacity was at sea during each month; in 1994 the average was about 55 percent. Thus, while the total capacity of the fleet in 1994 was approaching historical lows for the period following introduction of large purse-seine vessels, the fishing effort expended by the fleet, in terms of the proportion of the fleet CAS, was significantly greater than the average observed during the preceding 15-year period. The extremes in the

average monthly CAS were observed in 1983–1984, during and following the 1982–1983 El Niño, when the average monthly CAS was about 38 percent, and in 1989, when the average monthly CAS was about 61 percent.

YELLOWFIN QUOTAS

The Director and staff of the IATTC have the responsibility for conducting studies of the biology of the tunas and related species of fish inhabiting the eastern Pacific Ocean and the effects of fishing upon them, and recommending appropriate conservation measures when necessary so that the stocks of fish can be maintained at levels which will yield the maximum sustainable catches. The staff first recommended that an annual quota be set on the catch of yellowfin in the CYRA in 1962. However, the member governments could not reach agreement on a yellowfin quota until 1966. Agreement was reached on a quota for every year from 1966 through 1986 and 1988 through 1993 (Table YF1). The Commission staff did not recommend a quota for 1987 because, due primarily to exceptionally high levels of recruitment in 1984 and 1985, the abundance of yellowfin appeared to be at its greatest level in recent years.

The IATTC held its 53rd meeting in Cumaná, Venezuela, on June 7–9, 1994. The IATTC staff recommended a yellowfin quota of 250,000 tons for that year, with the option to increase this limit by up to four increments of 25,000 tons each (page 9). This quota was also adopted.

RESEARCH

TUNA-BILLFISH PROGRAM

Annual trends in catch per unit of effort (CPUE)

Catch per days fishing (CPDF) and catch per standard days fishing (CPSDF) are used by the IATTC staff as indices of apparent abundance and as general measures of fishing success. The data are obtained from logbook records supplied by most of the vessels which fish for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data which do not meet certain criteria for species composition and accuracy are eliminated from consideration before proceeding with the calculations. During the 1950s, when most of the catch was taken by baitboats, catch and CPDF data for baitboats of different size classes were standardized to calculate the CPSDFs for Class-4 baitboats (vessels with capacities of 201–300 short tons of frozen tuna). Later, when most of the baitboats were converted to purse seiners, the catch and CPDF data for purse seiners were standardized to calculate the CPSDFs for Class-3 purse seiners (vessels with capacities of 101 to 200 tons). The next steps, as smaller vessels were replaced by larger ones, were calculation of the CPSDFs for Class-6 purse seiners (vessels with capacities of more than 400 tons) and finally calculation of the CPDFs for Class-6 purse seiners, ignoring the data for the smaller vessels. The CPDFs and CPSDFs may be influenced by such factors as spatial and temporal changes in fishing strategy, distribution of effort, vulnerability of the fish to capture, and market demand for different species or sizes of fish. Some of these changes have been estimated and adjusted for, and others, such as those due to environmental conditions, are assumed to average out over the long term.

CPUE data for 1959–1994 for yellowfin and skipjack combined are shown in the top panel of Figure 10. The data for 1968–1994 are CPDF data for Class-6 purse seiners. Those for 1959–1967 are CPSDF data for Class-4 baitboats, multiplied by 2.82 to adjust for the fact that Class-6 purse seiners are about 2.82 times as efficient as Class-4 baitboats. The adjustment factor of 2.82 was calculated from CPDF

data for yellowfin and skipjack combined for Class-6 purse seiners and Class-4 baitboats fishing in the same area-time strata during the 1965–1974 period, when there were sufficient numbers of both types of vessels in the fishery. Because the 1968–1994 data are CPDF data for Class-6 vessels and those for 1959–1967 are adjusted to the equivalent of CPDF for Class-6 vessels, they will henceforth be referred to as CPDF data.

The total catches of yellowfin and skipjack taken by all surface gear east of 150°W combined for each year were divided by the CPDF for both species for unregulated trips to estimate the total effort in Class-6 purse-seine days. These estimates of total effort were divided into the total catch of yellowfin and the total catch of skipjack to obtain the CPDF for each species separately. These are shown in the middle and bottom panels of Figure 10.

Yellowfin

The preliminary CPDF value of 12.4 tons per day for 1994 is within the range of CPDFs for the 1985–1993 period (12.3 to 16.0 tons per day). During the 1959–1972 period the CPDF ranged from 8.9 to 14.4 tons per day, with lows in 1959, 1962, 1966, and 1971 and highs in 1960, 1968, and 1969. Beginning in 1973, the CPDF began to decline, reaching a low of 4.9 tons in 1982. Since then there has been a remarkable recovery. The fishery has changed considerably since the 1960s, however, so caution should be used in comparing the data for the earlier years with those for the more recent ones. The principal problem is caused by the fact that the baitboat fishery operates relatively near shore and almost entirely north of 15°N, whereas the purse-seine fishery operates also far offshore and as far south as about 20°S. The values in Figure 10 differ somewhat from those in Table YF1 because the values in the figure were obtained by a procedure involving the total catches of yellowfin and skipjack by the surface fishery, as explained above, whereas those in the table were obtained by dividing the logged yellowfin catch by purse seiners by the logged effort by purse seiners.

Skipjack

During the 1959–1968 period the CPDF for skipjack averaged about 10 tons per day, with a high of 16.2 tons in 1967 and a low of 5.5 tons in 1960 (Figure 10). During the late 1960s many small purse seiners were replaced by larger ones which found it more profitable to fish in areas where yellowfin were more abundant and skipjack less so, which resulted in lower CPDF values for skipjack. During the 1969–1994 period the average CPDF has been about 4 tons per day, with a high of 7.7 tons in 1971 and lows of 2.4 tons in 1972 and 1973. As is the case for yellowfin, caution should be used in comparing the data for earlier and later years. In addition to the probable bias caused by the fact that the effort was directed more toward yellowfin and less toward skipjack during the more recent years, there is the problem caused by the restricted range of the baitboat fishery mentioned in the yellowfin section above.

Bluefin

Various indices of abundance of bluefin were discussed on pages 40–42 of the IATTC Annual Report for 1992, and it was concluded that the “habitat” and “bluefin-vessel” indices are the best of these. Data on the catches, and on the effort and CPUEs calculated by the habitat index and bluefin-vessel index methods, are shown in Figures 11 and 12. Although the catch for 1992 was less than 2 thousand tons, the CPUEs obtained by both methods were well above average. The CPUEs obtained by the habitat index method for 1993 and 1994, 0.51 and 0.49 tons per day, respectively, were considerably less than those of all but three other years, 1981, 1983, and 1984. CPUE estimates for the bluefin vessel index for 1993 and 1994 are not yet available because data for years subsequent to the years in question are required for calculating these, as explained on page 83. The data appear to indicate that both reduced

availability and reduced fishing effort have contributed to the reduced catches of bluefin in the EPO during the 1980s and early 1990s.

Catch per ton of carrying capacity

The eastern Pacific Ocean (EPO) tuna fleet's total catch per ton of carrying capacity (CPTCC) provides an index of trends in annual relative gross income for vessel size groups. To provide more detail in this index than would be available if the IATTC's historical six classes of vessel capacity classification were used, the following size groups have been identified: 1, <301 tons; 2, 301–400 tons; 3, 401–600 tons; 4, 601–800 tons; 5, 801–1000 tons; 6, 1001–1200 tons; 7, 1201–1400 tons; and 8, >1400 tons.

CPTCC estimates for 1984–1994 period are presented in Table 8 for the EPO and for all ocean fishing areas from which vessels of the EPO tuna fleet harvested fish, by size group, area, and species. Yellowfin and skipjack contribute the most to the CPTCC for the larger vessels, while other species, which include other tunas as well as miscellaneous fishes, make up an important part of the CPTCC of the smaller vessels in many years. In earlier years, and in years when the majority of the EPO tuna fleet exerts most of its fishing effort in the EPO, the CPTCCs for the EPO and all ocean fishing areas are nearly the same. During the 1984–1993 period the CPTCC in the EPO for all vessels and all species averaged 2.8 tons of fish per ton of carrying capacity, with a range of 2.1 to 3.2; for yellowfin it averaged 2.1 tons, with a range of 1.4 to 2.4; and for skipjack it averaged 0.6 tons, with a range of 0.4 to 0.8. The preliminary estimates for 1994 are 3.1, 2.0, and 0.7 tons for all species, yellowfin, and skipjack, respectively.

Standardization of yellowfin catch rates

An alternative to catch per day's fishing (CPDF) as an index of relative annual abundance of yellowfin is described in IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 3. With the alternative index, each observation of catch rate is defined as the tons of yellowfin caught in a set divided by the hours of searching since the last set. In order to estimate the average abundance over each entire year and the entire eastern Pacific Ocean, the data are weighted so that each 5-degree quadrangle-month receives a weight proportional to the surface area of ocean in it and each hour of searching receives approximately equal weight within a 5-degree quadrangle-month. Then a general linear model is used to estimate the annual variation in the catch rates independent of trends in vessel efficiency, environmental conditions, and modes of fishing.

Data exist for many factors which could conceivably influence the yellowfin catch rates. The following factors were investigated, using data for 1970–1985: vessel speed and capacity, whether the vessel had a helicopter, whether it had sonar, net length and depth, fishing captain, sea-surface temperature, wind speed and direction, location and time of fishing, set type (fish in free-swimming schools, fish associated with dolphins, or fish associated with floating objects), and whether skipjack were also caught. After the factors which did not have important effects were eliminated, the model included the effects of year, vessel speed, search classification, season-area, and the interaction between search classification and season-area. Search classification (Table 9) is based on set type and whether skipjack were caught. Season-area is described in Figure 13. The year effects are the annual differences in catch rates not attributable to the other variables in the model. They serve as indices of abundance standardized by the other variables.

As shown in Figure 14, the trend of the indices has both differences from and similarities to the trend for CPDF. The indices from the linear model do not have the large fluctuations during 1970–1974 that CPDF has; however, they both show a sharp decline in 1975 and a sharp recovery in 1976. Both the decline in 1976–1982 and the increase during 1983–1986 are more gradual for the indices from the linear model. Also, the decline in abundance during 1992–1994 is estimated to be less severe by the linear

model than for raw CPDF; however, the data for 1994 are incomplete because some of the 1994 data, especially near the end of the year, were not available at the time this analysis was performed. It appears that when the fishery switches from fishing for dolphin-associated fish to fishing for fish associated with floating objects, as it did during 1974–1982, unstandardized, unweighted CPDF provides a lesser estimate of yellowfin abundance than does the weighted, standardized linear model, and that when the fishery switches back to dolphin-set fishing, as it did during 1985–1993, CPDF provides a greater estimate of yellowfin abundance.

Longline fishery studies

Although most of the catches of tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) are taken with surface gear, increasing amounts are taken by various longline fisheries. Billfishes make up a significant portion of the catches of fish taken by the longline fishery, whereas such is not the case for the commercial surface fisheries for tunas.

Japanese longline vessels began operating in the EPO during the mid-1950s. Beginning in 1963, Japanese scientists have made prolonged visits to the IATTC headquarters in La Jolla, where they and IATTC scientists have jointly analyzed data for the Japanese longline fishery in the EPO. The results of the analyses covering the period from 1956 through 1987 have been published in the IATTC Bulletin series and in other scientific journals. Another Japanese scientist will visit La Jolla in 1995 to perform similar work for years subsequent to 1987. Longline vessels of the Republic of China (ROC) and the Republic of Korea (ROK) also fish in the EPO, but to a much lesser extent than do Japanese vessels. The ROC vessels direct their effort primarily toward albacore, a temperate species which is rarely caught by purse-seine vessels which direct most or all of their effort at tropical tunas.

A joint-venture longline fishery involving Japanese and ROK vessels, with crews consisting partially of Mexican fishermen, began in the EPO during the early 1980s. These operations were terminated in 1989. IATTC staff members based in Ensenada, Mexico, gathered catch, effort, catch-per-unit-of-effort, and length-frequency data for this fishery, and these data were incorporated into the IATTC's various data bases.

Recently, there has been renewed interest in longline fishing in the EPO. A few small longline vessels had been fishing near Hawaii for many years, but recently that fleet has grown to about 160 vessels, and some of them operate at least part of the time in the EPO. A fleet of about 15 to 20 longline vessels based in Ventura, California, began operating in the EPO in late 1992. In addition, there are now longline fleets operating out of Costa Rican and Ecuadorian ports, and entrepreneurs have expressed interest in establishing longline fisheries in other nations bordering the EPO.

With the increasing importance of this fishery, both in Latin America and in the United States, it is necessary that the IATTC staff establish basic procedures for collection of information on fishing effort and catches so that the IATTC can meet its obligations for research and recommendations for management in the EPO and to ensure that the data collected in the EPO are consistent with those collected in other regions of the world. These data are essential for assessment of the various stocks of tunas and billfishes, and for analysis of the impacts on the species caught incidentally by these fisheries. To that end, the IATTC staff has been updating the format of logbooks originally recommended by the Second *Ad Hoc* Consultation on Global Tuna Statistics convened by the Food and Agriculture Organization of the United Nations in 1987 to reflect changes in gear design and operation in preparation for placement of logbooks on U.S.-flag vessels participating in the EPO fisheries, and in anticipation of updating the formats of logbooks currently used aboard Latin American vessels. The IATTC staff has also held discussions with representatives of other organizations on designs of logbooks and data bases for the world's longline fleets. Finally, the logbook program will be complemented by a scientific observer program, which commenced as a pilot program in 1994.

IATTC staff members accompanied two California-based longline vessels, the *Miss Kayla* and the *Friendship II*, during their trips of May 13–30, 1994, and September 16–October 10, 1994, respectively. While at sea they compiled detailed records of the fishing operations and the catches (including discards). The information collected was used to help make final revisions of the IATTC data collection forms, including logbooks for longline vessels and data collection forms for observers aboard longline vessels.

Size composition of the catch

Length-frequency samples are the basic source of data used in estimating the size and age composition of various species of fish in the landings. This information is necessary to obtain age-structured estimates of the populations for various purposes, including age-structured population modelling. The results of the age-structured population modelling can be used to estimate recruitment, which can be compared to spawning biomass and oceanographic conditions. Also, the estimates of mortality obtained from age-structured population modelling can be used, in conjunction with growth estimates, for yield-per-recruit modelling. The results of such studies have been described in several IATTC Bulletins and in all of its Annual Reports since 1954.

Length-frequency samples of yellowfin, skipjack, bigeye, northern bluefin, and black skipjack from purse-seine and baitboat catches made in the eastern Pacific Ocean (EPO) are collected by IATTC personnel at ports of landing in Ecuador, Mexico, Panama, the USA (California and Puerto Rico), and Venezuela. The catches of yellowfin and skipjack were first sampled in 1954, and sampling has continued to the present.

The staff collected and processed 586 yellowfin, 267 skipjack, 102 bigeye, 12 northern bluefin, and 1 black skipjack sample from the 1994 catch. Most of these were 50-fish samples. For all of the above species except black skipjack, the length-frequency samples are stratified by market-measurement areas (Figure 15), months, and gear. Sampling within each stratum is done in two stages, with a boat "unit" (usually a well or pair of wells) as the first stage and individual fish as the second stage. The units within strata are sampled randomly, and fish selected randomly from each sampled unit are individually measured. The total number of fish in each length group in a sampled unit is estimated by dividing the total catch, in weight, in the unit by the average weight of sampled fish in the unit and then multiplying this quotient by the fraction of the sampled fish in that length group. The stratum totals, in number of fish, for each length group are obtained by summing the totals for each sampling unit and multiplying this total by the ratio of the weight of the total catch (estimated by the logged catch) of the stratum to the sum of the weight of the sampled units. The monthly, quarterly, or annual totals are obtained by summing the data for all sampled strata for the month, quarter, or year in question. The monthly, quarterly, or annual weights are obtained by dividing the sum of the weights of the fish by the sum of the numbers of fish, where the sums are for all lengths of fish and all sampled strata. These procedures are explained in more detail in IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 6.

Figure 16 consists of histograms showing the estimated tons of yellowfin caught in the market measurement areas of the CYRA (all except Areas 10 and 11 in Figure 15) in 1994. The areas are arranged approximately from north (top) to south (bottom) in the figure. The distributions differ considerably from area to area. In Areas 1, 8, 4, and 6, more than 50 percent of the catch, by weight, was less than 100 cm in length, whereas in the other areas the opposite was the case. The average weights ranged from a low of 9.8 pounds (4.4 kg) in Area 1 to a high of 63.9 pounds (29.0 kg) in Area 2.

Histograms showing the estimated tons of yellowfin caught in the CYRA during each year of the 1989–1994 period appear in Figure 17. In 1994 the average weight of yellowfin caught in the CYRA was 23.6 pounds (10.7 kg). This is the lowest value in the six-year series, but it is nearly the same as the value for 1990, 23.7 pounds (10.8 kg), and it is only 1.6 pounds (0.7 kg) less than the average of the

1989–1993 values. In 1994 48.6 percent of the catch, by weight, consisted of fish less than 100 cm in length. During the 1989–1993 period this percentage ranged from 41.6 in 1993 to 52.6 in 1991.

Figure 18 consists of histograms showing the estimated tons of yellowfin caught in the area between the CYRA boundary and 150°W (Areas 10 and 11 in Figure 15) during each year of the 1989–1994 period. The largest mode of the 1994 distribution is located between 130 and 140 cm, approximately the same place as the largest modes of the distributions of 1989–1991. The average weight for 1994, 44.9 pounds (20.4 kg), is within the range of the values for 1989–1993. In 1994 29.1 percent of the catch, by weight, consisted of fish less than 100 cm in length. During the 1989–1993 period this percentage ranged from 12.9 in 1989 to 26.4 in 1992.

Histograms showing the estimated tons of skipjack caught in the market measurement areas of the EPO in 1994 appear in Figure 19. The data from the four northern areas (1, 2, 4, and 8) have been combined due to low catches in all of them. The greatest catches occurred in Areas 6, 7, and 13, which together accounted for nearly 88 percent of the total catch. All three of these areas have prominent modes between 40 cm and 50 cm, but the largest mode for Area 7 occurs between 65 cm and 70 cm.

Figure 20 consists of histograms showing the estimated tons of skipjack caught in the entire EPO during each year of the 1989–1994 period. In 1994 the average weight of skipjack caught in the EPO was 6.1 pounds (2.8 kg). This is 0.8 pound (0.4 kg) less than the 1989–1993 average, but is within the range of these values.

The surface catch of bigeye has been incidental to that of yellowfin and skipjack, and the annual catches (Table 1) and numbers of length-frequency samples taken have been much less than those of yellowfin and skipjack. In 1994 the catch of bigeye was approximately 31 thousand tons. This is the greatest catch ever recorded by the surface fishery of the EPO, surpassing the previous high of approximately 17 thousand tons in 1980. The 1994 catch of bigeye, however, was considerably less than those of yellowfin and skipjack, which were approximately 240 thousand tons and 80 thousand tons, respectively. Histograms showing the estimated tons of bigeye caught during each year of the 1989–1994 period appear in Figure 21. The fish were much smaller during 1994 than during any of the previous years.

Northern bluefin are caught by surface gear off California and Baja California from about 23°N to 35°N, with most of the catch being taken during May through October. In 1994 bluefin were caught between 28°N and 33°N, and most of the catch was taken during July and August. Histograms showing the estimated tons of bluefin caught during each year of the 1989–1994 period appear in Figure 22. In 1994, as in 1993, but not as in previous years, most of the length-frequency samples came from the sport catch. The size distributions for 1993 and 1994, therefore, may not be directly comparable with those of the years prior to 1993.

Black skipjack are caught incidentally by fishermen who are directing their effort toward, yellowfin, skipjack, and bigeye tuna. The demand for black skipjack has declined in recent years, so nearly all that is caught is now discarded at sea. Only one sample of length frequencies of black skipjack was obtained in 1994.

Computer simulation studies

The spatial distribution of yellowfin tuna is subject to rapid change. "Hotspots," with extremely good fishing, can appear quickly, and then can dissipate just as quickly. Finding and exploiting these ephemeral local concentrations is a major challenge for fishermen, and may be the primary determinant of their success. Distinguishing between changes in abundance and changes in the relative distributions of fish and fishermen represents a similar challenge to scientists.

It was explained in the IATTC Annual Report for 1993 how monthly estimates of the abundance of each cohort of yellowfin were estimated for each 2½- by 2½-degree area of latitude and longitude from data on catch rates. In 1994 the staff developed a method to describe the movement of the fish

from consecutive estimates of the apparent distributions for each cohort. Given an estimate of the initial distribution of abundance, the movement model allowed the distributions in the subsequent time intervals to be revised, subject to certain constraints.

Tagging experiments have shown that yellowfin are capable of moving great distances, and that they sometimes move very little. Tagged individuals do not usually appear to move consistently in any direction except when released near the boundaries of their distribution. Their movement can be characterized as variable dispersal, with the rate of dispersal varying in both time and space.

Periods of one fifth of a month, henceforth designated as "weeks," were used in the model. Estimates of the distributions at the beginning and end of the middle week of each month were interpolated from the estimates of abundance at the beginning and end of the month, and from the catches during that month. The diffusion coefficient from each $2\frac{1}{2}$ - by $2\frac{1}{2}$ -degree area was then estimated on a weekly basis. Applying those diffusion coefficients, and reducing the population in accordance with estimates of the weekly natural and fishing mortality five times, gave an estimate of abundance which could be compared with that for beginning of the following month. A revised estimate for the distribution of abundance at the beginning of the following month was formed by taking the weighted mean of the calculation above and the estimate made from catch-rate data.

Having estimated the coefficients of diffusion, it was then possible to consider the interactions between the abundance and distribution of the fish and the behavior of the fishermen. In the model employed, fishing effort had a certain initial distribution among areas, fishing modes, national fleets, and size classes of vessels. Starting from these initial conditions, effort was allowed to change spatially and, in principle, among fishing modes, following a set of rules that established a relationship between the local situation in the fishery and the rates of flow of effort. The monthly total effort within a fleet and size class of vessel remained constant and equal to the observed levels for the month, *i.e.* changes that might be induced in the total effort were not included in the model.

The time resolution of the effort allocation model was set to one day. In one day, the modeled effort from one cell could move only to the eight surrounding cells or stay in the original cell. This is equivalent to assuming that vessels could not move further than approximately 150 miles on any day, which, on average, corresponds to the maximum daily movement of the vessels. The rule for reallocating the effort was based on what was assumed to be the only information available to the fishermen, the relative fishing success in the area during the previous weekly period.

At the end of a day, the amount of effort spent in any single cell was redistributed in the local area (defined as the original cell and its eight neighbors) proportionally to the catch rates experienced (within the same fleets and size classes of vessels) during the previous week. This implies that the vessels had perfect information about the conditions in the local area and no information about other areas. Also, it was assumed that the vessels updated the information available to them only once a week, and that information was not outdated until new information became available (*i.e.* the vessels responded in the same way to the same information throughout the week). The costs of moving in the local area were assumed to be negligible, *i.e.* there was no additional cost in moving to an adjacent cell, rather than staying in the original cell.

The model suggests what might happen if there had been no fishing for fish associated with dolphins, no fishing for fish associated with floating objects ("logs"), or no fishing for fish associated with either dolphins or logs. The effects were stratified into 12 categories of vessel (4 fleets and 3 size classes). The age-specific catchabilities for fish associated with dolphins, fish associated with logs, and fish in free-swimming schools were calculated for each $2\frac{1}{2}$ - by $2\frac{1}{2}$ -degree area by dividing the relevant catch by the product of the estimate of abundance and the number of days of effort. Skipjack were also modeled. The model for this species was very simple: the abundance was assumed to be independent of fishing effort and catches immediately preceding the periods in question, as the catch

rates of skipjack are not usually correlated with that fishing effort or those catches. The mean monthly catch rate for each mode of fishing was calculated for each area-month stratum, and these values were used unless they exceeded the overall mean. The rationale for this limitation was that very high catch rates were likely to occur occasionally by chance when there is little effort, and these rates were unlikely to be sustained if more effort was directed into those strata. The period studied is partitioned into two segments, 1980–1983, when considerable effort was directed toward fish associated with logs, and 1984–1986, when little effort was directed toward log-associated fish.

The results are summarized in Table 10. The categories in the table are not identified, as some comprise only one or two vessels, and identifying them would risk breaching the confidentiality promised to the owners and captains of the vessels. For all fleets combined, the estimates largely confirm and extend an earlier analysis (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (1): 132–143) which did not address the spatial heterogeneity of the fishery. If no fishing were conducted on dolphin-associated schools, the catches of yellowfin would almost certainly be reduced, but that reduction would have been compensated for, in terms of weight, by increased catches of skipjack. If the vessels refrained from fishing on log-associated schools, the catches of yellowfin would have increased and those of skipjack would have declined. The combined catches of both species would have declined during the first segment, but during the second segment the overall effect would not have been substantial.

The predictions concerning skipjack should be viewed with some skepticism. The model assumes that the abundance of skipjack is not affected by fishing because there is no evidence that fishing effort or catches have affected the catch rates of skipjack. If fishing on dolphin-associated schools were to cease, however, the exploitation rate of skipjack might reach a higher level than it ever had before, at which time the catch rates of skipjack might be significantly affected.

A surprising result was that cessation of log fishing did not increase the catches of yellowfin more substantially. Standard yield-per-recruit analysis, described in the section entitled **STATUS OF THE TUNA AND SWORDFISH STOCKS IN 1994 AND OUTLOOK FOR 1995**, suggests greater consequences. A possible explanation for this is that the fish are dispersed, and thus protected from overfishing, even at high rates of fishing effort on some spatial components of the stock.

Studies of yellowfin otoliths

Exposure of increments for age determination

The ages of individual yellowfin tuna are presently estimated by exposing and counting the daily increments that lie beneath the distal surface on the primordium-postrostrum axis of their sagittal otoliths. The distribution of calcium carbonate on this counting surface of the most recently-collected otoliths, however, is not the same as for the otoliths collected earlier. Recent collections of otoliths indicate that the thickness of the material has been reduced, and is less uniform. These changes have led to an increase in the time needed to expose the increments by acid etching because much of the work must now be done by hand, using a fine brush. Two other techniques were therefore explored to see if the preparation time of the otoliths could be reduced.

The first method consisted of cutting an oblique section through the original counting path along the primordium-postrostrum axis. It was found, however, that not all of the internal increments exposed by the section lie on the same plane. As a result, occasional interruptions occurred in the sequence of increments and, since the number of missing increments could not be estimated, a count of the total number of increments would produce an underestimate of the age of the fish. The prospect of using oblique sections was therefore abandoned.

The second procedure involved cutting a transverse section through the primordium. The length of this sectional counting path, from the primordium to the ventral edge of the otolith, is about one third

that of the original path from the primordium to the postrostrum tip. The increments on the section are therefore substantially compressed. Studies performed at the laboratory of the Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM) and the Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) in Brest, France, indicated that a light microscope was adequate to count the increments on the otolith section from small (≤ 90 cm) fish, but that the greater magnification of a scanning electron microscope (SEM) was necessary for larger fish. Since the cost of renting an SEM and preparing micrographs of the counting path is prohibitive, particularly if many otoliths are to be processed, the use of transverse sections was also abandoned. In the future, unless a less labor-intensive technique is devised, the present method of etching the distal surface to expose the increments and replicating them with cellulose acetate will continue to be used for age determination.

Increment deposition rate

The otoliths of a few tetracycline-marked yellowfin that were released by the South Pacific Commission and recaptured in the southwestern Pacific Ocean were examined to determine whether increments were deposited on them at daily intervals. Acid etching was used to expose the subsurface increments on the distal surface of the postrostrum tip of each otolith before counting. The results were inconclusive because the increments were irregularly spaced, often split, and somewhat overetched, which made interpretation difficult and unreliable. The otoliths were therefore re-examined at the above-mentioned ORSTOM laboratory, using transverse sections and an SEM.

The sectional counts confirmed that increments were deposited at daily intervals in the otoliths. This success increases the number of oceanic regions for which it is known that increments can be used for determination of the ages of yellowfin tuna. Collectively, from both published and unpublished accounts, it is now known that yellowfin increments are formed daily in larvae up to 16 days old (western Pacific), and in the length ranges of 42–91 cm (southwestern Pacific), 25–40 cm (central Pacific), and 40–148 cm (eastern Pacific). A few otolith samples from the eastern Atlantic Ocean also demonstrated daily deposition, but the lengths of the commercially-sized fish were not recorded.

Reproductive biology of yellowfin tuna

Knowledge of the reproductive biology of yellowfin tuna is necessary for an adequate understanding of the population dynamics of this species. Important aspects of the reproductive biology of yellowfin, including spatial and temporal variability in spawning, sexual maturity, fecundity, and spawning frequency, have not been adequately elucidated. Research on the reproductive biology of yellowfin should contribute to an understanding of the relationship between spawning and recruitment, and make it possible to evaluate the effect of fishing on the reproductive potential of the population. This appears to be particularly relevant, considering the possible shift in fishing mode from that on large, mature yellowfin associated with dolphins to smaller, immature yellowfin not associated with dolphins (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (1):132–143).

In 1987 a large-scale research program was initiated to obtain information on size-specific reproductive characteristics of yellowfin throughout the eastern Pacific Ocean (EPO). The objectives of this research, the experimental design, and the samples collected are described in the IATTC Annual Report for 1989. During 1994 the primary emphasis was on histological classification, with light microscopy, of the 15,000 slides of ovarian and testicular tissues made from samples taken from fish at sea. The task of examining and interpreting the slides was completed in 1994.

Spawning frequency

Estimates of the annual spawning frequency and the batch fecundity (number of oocytes released per spawning) are necessary for estimating the annual fecundity. Estimates of the batch fecundity are

given on page 39 of the IATTC Annual Report for 1992. These range from 0.642 million eggs for an 80-cm fish to 4.743 million eggs for a 150-cm fish.

The spawning frequency is estimated from data on the presence of postovulatory follicles in the ovaries. In order to do this, it is necessary to classify the postovulatory follicles into a series of histological stages, each corresponding to a time interval subsequent to spawning. The degeneration and resorption of yellowfin postovulatory follicles, classified as estimated elapsed time after spawning, was previously determined for 6-hour intervals, and it was concluded that these structures are not detectable after 24 hours. For the present study, utilizing large numbers of samples, classification of the postovulatory follicles into the three categories, new, less than or equal to 12 hours, and greater than 12 hours, is sufficient. Identification of ovarian atresia (resorption of oocytes) for yolked oocytes is also necessary for estimating the spawning frequency (and also the length at maturity).

Of 2,750 female yellowfin sampled from purse-seine sets made throughout the EPO during the period of October 1987 through September 1988, 929 were classified as mature. Females with yolked oocytes and less than 50-percent alpha atresia are classified as reproductively active. Those with greater than 50-percent atresia are classified as recent postspawners and those with beta atresia as late postspawners. Postovulatory follicles were detected in 70 percent of the mature females, which means that, on average, 70 percent of them spawn per day. This indicates that the average interval between spawnings is 1.43 days and, because the sampling period was 365 days, that the average female would spawn 255 times per year. If only the females which are active (*e.g.* those with little or no atresia) are considered, then 89 percent were spawning, which indicates a mean interval of 1.12 days between spawnings. The presence of migratory-nucleus or hydrated oocytes indicates that spawning is imminent. Of the 186 fish with such oocytes in their ovaries, 90 percent also had postovulatory follicles present, so the average interval between spawnings for these fish was 1.11 days. Yellowfin with active ovaries thus appear to spawn nearly every day. It appears that the individuals which are unable to maintain this rate cease spawning and resorb much of the contents of their ovaries.

Cost of spawning

An estimate of the average daily spawning cost for the females can be calculated from estimates of the weight of a migratory-nucleus oocyte, the relative batch fecundity (batch fecundity per gram of body weight), and the spawning frequency. The mean wet weight of a yellowfin oocyte in the migratory nucleus stage is 0.156 mg, and the relative batch fecundity is about 67 oocytes per gram of body weight. The cost of a single spawning (excluding swimming) is thus estimated to be 1.1 percent of body weight per spawning (oocyte weight \times relative batch fecundity). If a female spawns every 1.12 days, an estimate of the average daily cost of spawning a batch of eggs is 0.97 percent of the body weight.

An estimate of the average daily spawning cost for males can be calculated from the difference between the average weights of the testes from selected samples collected immediately before and after spawning. (Males for which spawning was imminent and males which had recently spawned were identified by histological examination of their testes.) For the males, the average weight of the testes before spawning was 1.43 percent of the body weight, and just after spawning was 1.09 percent of the body weight, so the cost of spawning is about 0.34 percent of the body weight. Based on the above-estimated mean interval between spawnings for the active females, the estimated average daily cost of spawning would be 0.30 percent of the body weight.

It is interesting to note that there is a divergence in the growth rates of female and male yellowfin at about 95 cm (IATTC Bull., 18 (6)), after which the males grow more rapidly than the females. The size at which the growth rates diverge corresponds approximately to the size at which 50 percent of the females are mature. In addition, yellowfin greater than 140 cm in length are predominantly

males, which may be the result of increased mortality of females due to the higher energy costs of reproduction.

Length and age at maturity

Determination of the ages of fish is part of the investigation of the reproductive biology of yellowfin tuna in the EPO. As part of this program, supplementary samples of ovaries and otoliths were collected from female yellowfin in two area-time strata, between 22° and 26°N and 109° and 115°W during July-October 1989 and between 4° and 10°N and 84° and 89°W during January-March 1989. Otoliths were collected from approximately 15 females in each 10-cm length interval between 50 and 150 cm in each of the strata. Data on the ages and lengths at maturity of the fish, obtained from samples of their otoliths, lengths, and gonads collected in the two regions, will be used to explore the geographic relationships of these important components of their population dynamics. Preliminary analyses indicate that the lengths at maturity are significantly different for yellowfin sampled in the area north of 20°N and those sampled in the area between 0° and 10°N. The fish of the southern region attain maturity at significantly lesser lengths than do those of the northern region.

Prior to determining the ages of individual fish, the lengths of the otoliths from the primordium to the postrostral tip (PRL) were measured microscopically at 20 \times . The relationships between the average values of these measurements (PRL, mm \times 100) for each otolith pair and the fork length (FL, tip of the snout to the fork of the tail), in millimeters, of the fish for the two regions are described by the equations:

$$\text{North: } \log_e \text{FL} = -1.7729 + 1.3503 \log_e \text{PRL} \quad (n = 155, r^2 = 0.96)$$

$$\text{South: } \log_e \text{FL} = -2.2168 + 1.4224 \log_e \text{PRL} \quad (n = 135, r^2 = 0.97)$$

An analysis of covariance applied to the log-transformed postrostrum length and fork length data indicated a significant difference in the test for equality of slopes ($F_{0.05(1, 286)} = 4.84, P < 0.05$). Figure 23 illustrates the untransformed relationships of the two variables for each region and the fitted curves derived from the logarithmic equations. As shown in the figure, the curves intersect at the coordinate (PRL, FL): (472, 693). For increasing values of PRL, the fish in the southern region are increasingly longer than those from the northern region. Conversely, the northern fish may have larger otoliths than southern yellowfin of the same length. To clarify these interpretations, the growth rates of the fish must first be established through age determination.

Ageing of yellowfin tuna from these two area-time strata began in 1994. As described in the section entitled **Studies of yellowfin otoliths** the ages of yellowfin are being estimated by exposing and counting the daily increments on the primordium-postrostrum axis of the otoliths.

Trophic interactions of yellowfin tuna, dolphins, and associated predators

A study of the food habits and trophic dynamics of co-occurring yellowfin tuna, dolphins, and other large predators caught in inter-specific aggregations by tuna purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean (EPO), which was initiated during 1993 by the IATTC, in cooperation with the U.S. National Marine Fisheries Service, continued during 1994. The purpose of the study is to contribute to the understanding of the nature of the tuna-dolphin bond. The project was funded through a special appropriation by the U.S. Congress for research into new methods of locating and capturing yellowfin tuna without the incidental capture of dolphins.

It has been suggested that the association between tunas and dolphins in the EPO may be food-based, *i.e.* tunas and dolphins may follow one another in search of the same prey. A small-scale study conducted in 1968 (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 71 (4): 1077-1092) revealed that yellowfin tuna and spotted (*Stenella attenuata*) and spinner (*S. longirostris*) dolphins that were caught in the same sets by purse seiners had consumed some of the same food items. Although the stomach contents of

yellowfin and spotted dolphins were similar, it was unclear whether the food preferences were the cause or the result of the association. In this study, the stomach contents of yellowfin and dolphins caught together in the same purse-seine sets are being compared with those of yellowfin and other predators caught when not associated with dolphins, *i.e.* those caught while associated with floating objects ("log sets") and those caught while associated only with other fish ("schoolfish sets") in the same areas and at the same times.

It is not feasible to collect samples of the stomach contents of dolphins which are not associated with tunas, or of yellowfin or dolphins caught at night. For these reasons, and also to provide a second indicator of diet overlap, analyses of stable carbon and nitrogen isotopes in the animals' tissues are being conducted. The magnitude of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios are known to be correlated with an animal's trophic position in the food web; the animals occupying the highest position (apex predators) have the greatest stable isotope ratios. Stable carbon and nitrogen isotopes provide a means of measuring trophic overlap that is integrated over a longer period of time than feeding relations determined from the stomach contents. Joint analyses of stomach contents and isotope abundance in muscle and liver tissues from the same predators can provide an indication of both long-term and short-term trophic interactions.

Information is also being obtained on community-level trophic interactions in the EPO, in an effort to determine if other large predators, such as sharks, billfishes, dolphinfishes (*Coryphaena* spp.), wahoo (*Acanthocybium solandri*), and other tunas that occur with yellowfin and dolphins, might have an effect on the tuna-dolphin association. This sort of research may also lead to a better understanding of the effect, if any, of indirect interactions among heavily-exploited species, such as tunas and billfishes, and other predators which occupy high trophic levels.

Observers from the IATTC Tuna-Dolphin Program began sampling stomach contents and tissues of yellowfin, dolphins, and other predators at sea during the third quarter of 1992, and continued to do so through August 31, 1994. For sets in which 3 or more dolphins were killed, samples were taken from 25 yellowfin tuna and up to 25 each of the dolphins and other predators that were captured. The same numbers of yellowfin and other predators caught in log sets and schoolfish sets were sampled. Each animal was measured, the sex was determined, the stomach and a piece of liver were excised, and a core of muscle was removed from the loin area near the dorsal fin. All samples were stored frozen.

Samples were collected from 333 sets made on 187 fishing trips during the study. Eighty-nine sets have yielded paired samples from both yellowfin and dolphins. Stomach and tissue samples were obtained from approximately 8,300 individuals, including more than 570 dolphins, 4,830 yellowfin, 1,200 skipjack, 500 sharks, 110 billfishes (including striped marlin (*Tetrapturus audax*), black marlin (*Makaira indica*), blue marlin (*M. mazara*), and sailfish (*Istiophorus platypterus*)), 540 dolphinfish, 230 wahoo, 80 bigeye tuna (*Thunnus obesus*), 100 black skipjack (*Euthynnus lineatus*), 55 frigate and/or bullet tuna (*Auxis* spp.), and 45 rainbow runner (*Elagatis bipinnulata*).

Interactions among fisheries for tunas in Indonesia and the Philippines

Dr. Ashley J. Mullen spent 2½ months during 1993 and 1994 in Indonesia and the Philippines, where he examined the possibilities of interactions among the various fisheries for tunas in that area. His salary and travel expenses during that period were paid by the Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations. In the Philippines, small yellowfin and skipjack are caught with purse seines and ring nets and large yellowfin and bigeye are caught with handlines. In Indonesia, skipjack are caught with pole-and-line gear and large yellowfin and bigeye are caught with handlines. Purse-seine and ring-net vessels registered in the Philippines are licensed to fish in Indonesian waters outside the archipelago. The possible interactions are discussed in a manuscript, co-authored with Messrs.

Noël Barut and Bachtiar Gafa, Bureau of Fisheries and Aquatic Resources, Philippines, which will be published by FAO.

Bluefin studies

Cohort analyses can produce information concerning the abundance, recruitment, and fishing mortality of fish of individual cohorts, which are highly useful for stock assessment. (A cohort consists of all the fish recruited to the fishery at the same time, such as the 1980 cohort, the members of which hatched and later entered the fishery of the western Pacific Ocean (WPO) as age-0 fish in that year and entered the fishery of the eastern Pacific Ocean (EPO) in 1981 as age-1 fish.) As a first step, the fish in the catch must be assigned to cohorts. Then estimates are made of the numbers of fish of each cohort at the time of recruitment and at various intervals thereafter and of the numbers which are caught and which die during each interval. The information needed for these calculations includes the numbers and average weights of fish of each cohort in the catch, an estimate of the natural mortality rate (or estimates of a series of rates if the natural mortality is not constant for the fish of different ages), and an estimate of the fishing mortality rate for at least one catch interval for each cohort. These last are called the "initiating" rates of fishing mortality. All of these estimates are obtained from analyses of catch statistics and length-frequency and weight-length data. The results of these analyses are not as accurate as desired because, although fish of different cohorts can be easily distinguished from one another when they are young, this becomes increasingly difficult as they grow older, so older fish are probably often assigned to the wrong cohorts. Thus the estimates of the catches of fish of each cohort are less accurate than desired. Data on average weights of the fish are given in Table 11. Because of lack of information on natural mortality, six trial vectors of natural mortality, M (Table 12), were used. Also, the catchability of the fish varies according to age, area, season, weather, and other circumstances, the growth rates vary, and the times of recruitment vary. All of these introduce "noise," and possibly bias as well, into the calculations.

The cohort analyses were carried out with data for the 1966–1986 period. Data on the quarterly catches in the EPO were obtained from IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 9: Appendix 1. Annual catch data for fish of the various age groups for the WPO were obtained from FAO Fisheries Technical Paper 336, Vol. 2: page 284. The quarterly catches for the first, second, third, and fourth quarters were estimated by multiplying the annual catches by 0.10, 0.30, 0.50, and 0.10, respectively. The catch-at-age data by cohort, together with average weight and natural mortality estimates from Tables 11 and 12, provided the data needed to conduct the analyses for 37 cohorts (1950 through 1986). The estimations were carried out using backward calculations, so it was necessary to estimate the final fishing mortality rate (F) for each of the cohorts. The final values of F were selected by a dual procedure that first estimated the minimum recruitment by choosing a high final value of F and comparing the within-quarter values of F for different cohorts of the same age. The objective of this type of search is to reduce the differences among the F values for fish of similar ages being fished at the same time. This procedure does not have an algorithm which would allow different users to arrive at identical answers, so it is somewhat subjective. The method works well for cohorts with long catch histories, e.g. those of 1959 through 1981, but less well for the others.

The cohort analyses produced estimates of the recruitment during each year of the 1966–1986 period and the values of F for each age group during each quarter of that period. These estimates were combined with estimates of M (Table 12) to estimate the catches for the 1966–1986 period obtainable with various combinations of M , multipliers of F , and age at entry into the fishery (Figure 24). (A multiplier of 1 for F corresponds to the best estimate of the average F which existed during this period.) With a multiplier of 1, the catch would have been greater in every case if the age at entry were increased from age 0 to age 1, age 2, or age 3. The gains would be greater for natural mortality vectors 1, 2, or 3

than for natural mortality vectors 4, 5, or 6. If the natural mortality vector is 1, 2, or 3 and the age at entry is to remain at 0 or to be increased to 1, greater catches would be realized if the effort were reduced to about half its present level. With natural mortality vectors 4, 5, or 6, however, reduction in effort to half its present level would result in little or no increase in catch (age at entry = 0) or a decrease in catch (age at entry = 1).

Billfish studies

Swordfish review

At the request of the California Seafood Council, IATTC staff members prepared a white paper reviewing the biology, fisheries, marketing and utilization, fishing regulations, and stock assessment of swordfish in the Pacific Ocean. This paper will be used as a source of background information for making plans for rational exploitation of swordfish in the northeastern Pacific Ocean. Parts of it are included in the section entitled **STATUS OF THE TUNA AND SWORDFISH STOCKS IN 1994 AND OUTLOOK FOR 1995**.

Genetics of billfishes

Restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA (mtDNA) from tissue samples collected during 1990, 1991, and 1992 was used to investigate the taxonomic status of the following species pairs of Atlantic and Indo-Pacific billfishes: Atlantic blue marlin, *Makaira nigricans*, and Pacific blue marlin, *M. mazara*; Atlantic sailfish, *Istiophorus albicans*, and Indo-Pacific sailfish, *I. platypterus*; white marlin, *Tetrapturus albidus*, which occurs in the Atlantic Ocean, and striped marlin, *T. audax*, which occurs in the Pacific and Indian Oceans. Atlantic blue marlin were found to be characterized by the presence of two distinct families of mtDNA haplotypes, a ubiquitous form which occurred in about half the Atlantic individuals and all of those from the Pacific, and a form unique to the Atlantic. The situation was found to be the same for sailfish, except that the ubiquitous form occurred in only about one fifth of the Atlantic individuals. These findings support the conclusions of some other scientists who have maintained that the Atlantic and Indo-Pacific forms of blue marlin and sailfish are not separate species. White and striped marlin were also found to be genetically similar, which was unexpected, since the two species can be distinguished by differences in the shapes of their fins. The genetic data suggest that white and striped marlin are not distinct species or, if they are, that they shared a common ancestor in the recent evolutionary past. More samples are being collected, in the hope that analyses of the data from these can shed more light on the situation.

In general, the genetic heterogeneity within oceans is much greater for billfishes than for tunas, which is puzzling in view of the fact that both groups are highly vagile, pelagic fishes, and trans-oceanic movements of tagged individuals have been documented for many of them. The difference in population structuring could be the result of differences in the rates of exchange among populations or underlying behavioral differences which promote spawning-area fidelity or sex-based dispersal of billfishes.

Indices of abundance of billfishes

As part of continuing joint research into the ecology and relative abundance of Pacific billfishes, undertaken with the National Research Institute of Far Seas Fisheries, Shimizu, Japan, a model for standardization of fishing effort, incorporating biological and oceanographic data, has been developed. The model accounts for the availability of fish to the gear, fishing effort deployed outside the range of a species, and the density of the population in subregions of its distribution. The standardization provides a means to more effectively utilize long time series of catch-effort data, which, for longline data, include significant changes in gear configuration that are confounded with environmental variability

and limits on population distributions. The model is based on the general catch equation, and the standardized effort is calculated as a function of the biological limitations of the various species, environmental factors related to these limits, and distribution of the fishing effort.

Analyses of Pacific-wide data for blue marlin (*Makaira nigricans*) have shown promising results when the fishing effort was standardized with the new model. Significant differences have been found in the relative abundance levels obtained when using the nominal effort data and the standardized data on small (2° latitude \times 5° longitude by bimonthly period) and large (Pacific-wide by year) scales. Since independent estimates of pelagic fish population levels are generally not available to calibrate models based on fisheries statistics, the testing of such models must be accomplished by comparison of results to ancillary data. It was found that the standardized data more closely agree with ancillary information on spatial and temporal distributions of blue marlin.

The model has also been applied to data for swordfish (*Xiphias gladius*) in the eastern Pacific Ocean (EPO) for the period ending in 1987 (the last year for which detailed data are currently available). The results clearly show seasonal shifts of swordfish distribution in the EPO, suggesting that movement might play an important role in the status of swordfish in this area. Further analyses, using delay-difference biomass models, showed that the stocks of swordfish are comprised of fish that are recruited directly from the EPO (internal recruitment) and from net migration into the region from areas outside the range of the analyses.

Early life history studies

For many years fisheries scientists have believed that the abundance of a population of fish is determined principally during its early life history (egg, larval, and/or early-juvenile) stages. Although decades of research have provided considerable information on the populations of adult tunas, relatively little is known about the early life history stages and the factors which affect their recruitment to the exploitable stocks. These considerations motivated the IATTC to establish a research facility at Achotines Bay in the Republic of Panama for the purpose of studying the early life histories of tunas.

Achotines Bay is located on the southern coast of the Azuero Peninsula in the Los Santos province of Panama (Figure 25). The continental shelf is quite narrow at this location; the 200-m (109-fathom) depth contour occurs only 6 to 10 km (3 to 5 nm) from shore. This provides the scientists working at the Achotines Laboratory with ready access to oceanic waters where spawning of tunas occurs during every month of the year. The annual range of sea-surface temperature in these waters is approximately 21° to 29°C (70° to 84°F). Seawater pumped from Achotines Bay is suitable for maintaining live tunas in the laboratory. The proximity of the research station to the study area provides a low-cost alternative to a large research vessel, and improves sampling flexibility.

The IATTC's early life history research program involves laboratory and field studies aimed at gaining insight into the recruitment process and the factors that affect it. Previous research on recruitment of fishes suggests that abiotic factors, such as temperature and salinity, and biological factors, such as feeding and predation, can affect recruitment. As the survival of pre-recruit fishes is probably controlled by a combination of these factors, the research program addresses the interaction between the biological system and the physical environment.

Much of the early work at the Achotines Laboratory was devoted to developing methods of capturing, transferring, and maintaining live scombrids in captivity. Late-larval (late notochord flexion and post-flexion stages) and early-juvenile scombrids (approximately 8 to 35 mm standard length, SL) are captured for research purposes by nightlighting from a skiff. (Nightlighting consists of attracting fish to an underwater light at night and collecting them with a dipnet.) To date, yellowfin and/or bigeye tuna (hereafter, when appropriate, referred to as *Thunnus* spp.); black skipjack tuna, *Euthynnus lineatus*; frigate and/or bullet tuna, *Auxis thazard* and/or *A. rochei* (hereafter, when appropriate, referred to as

Auxis spp.); sierra, *Scomberomorus sierra*; chub mackerel, *Scomber japonicus*; and striped bonito, *Sarda orientalis*, have been captured in this manner and held in the laboratory. (Larval and early-juvenile yellowfin and bigeye cannot be distinguished on the basis of morphological, meristic, osteological, or pigmentation characters; identification of early juveniles by electrophoretic means has been described (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 86 (4): 835-838). Larval and early-juvenile *Auxis thazard* and *A. rochei* have been distinguished by minor differences in pigmentation, body depth, and gill raker counts, but there is disagreement concerning the validity of these identifying characteristics.) Research at the Achotines Laboratory has been focused on black skipjack, *Auxis* spp., and sierra, the most abundant scombrids in nearshore waters off the southern Azuero Peninsula.

Joint OFCF-Panama-IATTC project

In December 1993, an agreement was reached by the Overseas Fishery Cooperation Foundation (OFCF) of Japan, the government of the Republic of Panama, and the IATTC to undertake a joint 5-year project, funded mostly by the OFCF, at the Achotines Laboratory. The project encompasses research on: (1) the feasibility of culturing adult yellowfin tuna to supply larvae and juveniles for research; (2) the production of food organisms for larval and juvenile tunas; and (3) the culturing of broodstock snappers (Lutjanidae) and corvina-like fishes (Sciaenidae) and production of food organisms for their larvae and juveniles.

Expansion of and improvements to the infrastructure of the Achotines Laboratory are necessary to carry out the objectives of the project. These will include large concrete tanks and an enlarged sea-water system with partial recirculation capacity to maintain adult yellowfin, snappers, and corvina-like fishes. Additional culture facilities will be built to provide sufficient quantities of initial food organisms for the larvae spawned by the broodstock fishes. The capture and culture of broodstock fishes will begin as soon as the holding facilities are operational.

A 25-foot (7.6-m) launch, equipped with a 600-L (159-gallon) built-in tank, was placed in service in 1994 for fishing surveys and for collecting and transporting broodstock fishes for the project.

A sampling survey was initiated in 1994 to obtain data on the nearshore spatial distribution, size composition, and condition of the gonads of yellowfin tuna and snapper species that may serve as captive broodstock. Weekly sampling with hook-and-line gear was carried out at several locations near the Achotines Laboratory by scientists from the OFCF and Panama's Dirección General de Recursos Marinos. The sampling during 1994 resulted in the capture of 463 yellowfin tuna (mean length 64 cm (25 inches)), 74 Pacific red snapper (*Lutjanus peru*) (mean length 41 cm (16 inches)), 289 yellow snapper (*L. argentiventris*) (mean length 32 cm (13 inches)), and 57 spotted rose snapper (*L. guttatus*) (mean length 36 cm (14 inches)). Preliminary results indicate that the mean gonosomatic indices (GIs) for yellowfin tuna were highest in February (0.27), November (0.41), and December (0.51) and lowest in June (0.11). For Pacific red snapper, the mean GIs were highest in March and April (0.28 and 0.27, respectively) and lowest in October (0.08). For yellow snapper, the mean GIs were highest in December (1.55), intermediate in May and July (0.97 and 0.94, respectively), and lowest in March (0.36).

Juvenile sciaenids were captured with a beach seine and transported alive to the Achotines Laboratory for study as possible broodstock fish. During 1994, 210 individual *Umbrina* sp. and *Menticirrhus* sp. (mean length 8 cm (3 inches)) were captured. Specimens of these two taxa appeared in 85 percent of the seine hauls. The fish were maintained in captivity during the second quarter for periods of 8 to 30 days. Later in the year, sampling efforts were shifted to collecting adult broodstock with hook-and-line gear, but these were unsuccessful.

In preparation for the operation of the enlarged algal- and plankton-culture facility in early 1995, technicians at the Achotines Laboratory have received additional training on techniques of algal and rotifer culture. The Salton Sea strain of the rotifer *Brachionus plicatilis* is being cultured, and the isolat-

tion of a local species of rotifer was unsuccessfully attempted. Rotifer densities of up to 500 per milliliter have been attained, using the alga *Nannochloropsis* sp. and baker's yeast as food.

Propagation of scombrids in the laboratory

Fertilized eggs are routinely obtained from adult black skipjack tuna to supply newly-hatched larvae for experiments at the Achotines Laboratory. The broodstock fish are caught at sea, placed in large plastic bags containing oxygenated seawater and 10 ppm of the anesthetic MS-222 (tricaine methane sulfonate), and transported to the laboratory within 5 to 20 minutes. They are then placed in a 4.5 m (15-ft) diameter, 18,000-L (4,800-gallon) acclimation and treatment pool and kept there for several weeks or months. Then the healthiest fish are moved to a 6.4-m (21-foot) diameter, 37,000-L (9,800-gallon) broodstock tank for spawning.

Fertilized eggs are collected from the broodstock tank with siphons located in the center and at the edge of the tank. The viability of the eggs has been good, with fertilization and hatching rates of 95 to 100 percent. At fertilization, black skipjack eggs are positively buoyant, but during the late-embryo stage, 3 to 4 hours before hatching, they become negatively buoyant and sink. At water temperatures of 26° to 27°C (79° to 81°F), the duration of the egg stage is approximately 18 to 20 hours, with most of the hatching occurring between 2 and 4 p.m.

Spawning was nearly continuous during 1994, except for a 2½-month hiatus starting near the end of February. Prior to that time, a group of eight adult black skipjack averaging 50 cm (20 inches) in length spawned at intervals of 1 to 5 days. The number of fertilized eggs collected from each spawning event ranged from about 10,000 to 200,000. Spawning was documented as early as 4:45 p.m., but the majority of the spawning occurred between approximately 8 p.m. and midnight. Spawning occurred in water temperatures of about 28°C (82°F) in December to 25°C (77°F) in January and February. At the end of February the temperature of the water in the broodstock tank decreased to less than 25°C, and at about the same time the broodstock fish stopped spawning. Spawning resumed on May 17 and continued through the remainder of 1994. From May to the end of June, seven adult black skipjack averaging 50 cm in length spawned at intervals of 1 to 3 days. The number of eggs collected from each spawning event ranged from about 20,000 to 1,230,000. The frequency of spawning and number of viable eggs produced were the highest recorded since these fish began spawning. Several factors may have been involved in the increased spawning activity. First, the diet of the captive black skipjack was supplemented with a multi-vitamin mix and animal-bile-extract powder (both used in Japanese mariculture). Second, the water temperatures increased above 25°C, the temperature below which the fish had ceased spawning in February. Third, the broodstock fish may have become better acclimated to captivity, and the reduced density from 8 to 7 fish in the tank (due to the death of one fish on May 12, 1994) may have been more favorable for spawning. Two more fish died during the second half of the year, but spawning continued.

Laboratory experiments with black skipjack larvae

In January and February 1994, black skipjack larvae that hatched in captivity at the Achotines Laboratory were used in laboratory experiments to determine their development rates, growth, and food selectivity. Previous to these studies, no information was available on the development of black skipjack eggs or yolk-sac larvae or on the growth of first-feeding larvae. Three experiments of 5, 6, and 8 days duration were completed. Eggs and yolk-sac larvae were described and the developmental rates were examined. The somatic and otolith growth was documented during the first 5 days of feeding, and food selectivity was examined during the first 6 days of feeding. The results of the studies of developmental and somatic growth are presented below, and the analyses of otolith growth and food selection will be completed during 1995.

The fertilized eggs, which were incubated at 26° to 27°C (79° to 81°F), hatched in 18 to 20 hours. The mean diameter of eggs, after preservation in 5-percent formalin, was 0.88 mm. Each egg contained a single oil globule with a mean diameter of 0.22 mm. The newly-hatched formalin-preserved larvae averaged 2.24 mm in notochord length (NL). At hatching, the diameter of the oil globule averaged 0.20 mm. At temperatures of 26.0° to 27.0°C (78.8° to 80.6°F), the larvae developed eye pigmentation approximately 2 days after hatching, and the mouth was functional at 2½ days after hatching, indicating readiness to feed.

The growth experiment was run in a 1.5-m (5-foot) diameter, 700-L (185-gallon) cylindrical tank. Moderate phytoplankton blooms ("green water" conditions) were maintained in the tank by adding small volumes of mixed cultures of unicellular algae (mostly *Nannochloropsis* sp.). The light levels at the surface of the water of each tank ranged from about 3,000 to 3,500 lux, and the water temperatures ranged from 25.5° to 26.5°C (77.9° to 79.7°F). The food consisted of wild zooplankton size-graded within the size (width) fraction of 33 to 335 µm, and the plankton levels were maintained between about 400 and 700 plankters per liter. The larvae were maintained on a photoperiod of 11 hours of light per 24-hour period. Samples of the larvae were removed from the tank beginning 3 days after hatching (shortly after first feeding), and then daily for the next 5 days.

At first feeding, the larvae were, on average, 2.92 mm in NL and 16.4 µg in dry weight. The growth in length during the first week of feeding was relatively slow, and best described by the linear regression $NL = 2.784 + 0.127d$, where NL = notochord length in millimeters and d = days after first feeding. The growth in weight was exponential, and best described by the equation $W = 13.1971e^{0.1586d}$, where W = dry weight in micrograms and d = days after first feeding. The instantaneous growth coefficient of 0.1586 is equivalent to a specific growth rate of 17.2 percent per day. The fish grow much more slowly during the first week of feeding than during the late larval and early-juvenile stages (see the IATTC Annual Reports for 1991 and 1993). It appears that the growth in length becomes much more rapid after the first week of feeding. In retrospect, it appears that the growth rates would probably have been greater if greater food rations (more than 700 plankters per liter) or higher temperatures had been introduced.

The sizes of the black skipjack eggs and early larvae were similar to those reported for congeneric species of *Euthynnus*. The eggs and early larvae of the black skipjack were smaller at comparable stages of development than those of yellowfin and bluefin tuna studied in joint IATTC-Japanese experiments conducted in southern Japan (see sections entitled ***Food selectivity of yellowfin larvae***, ***Age and growth of yellowfin larvae***, and ***Growth and food selectivity of bluefin larvae***). Although these differences are small, they may reflect important species-specific differences in early prey-searching abilities and first-feeding success.

Food selectivity of yellowfin larvae

During 1992, staff members of the IATTC and the Japan Sea Farming Association (JASFA) carried out joint studies of the early life history of yellowfin tuna. These studies took place at JASFA's Yaeyama Station on Ishigaki Island, Okinawa Prefecture, where yellowfin broodstock are held in anchored sea pens in waters adjacent to the Yaeyama Station. Analysis of samples taken from the experiments was completed during 1994 at the IATTC's La Jolla laboratory.

One of the studies was designed to determine the food selectivity of first-feeding yellowfin larvae when feeding in a mixed-prey assemblage. This information is necessary for determining the optimum diets for yellowfin larvae under culture conditions, and to help understand the feeding ecology of yellowfin larvae under natural conditions. Fertilized yellowfin eggs were collected from the sea pens in mid-October at a sea-surface temperature of 26.5°C (79.7°F). The eggs (1.0 mm in diameter) were hatched in the Yaeyama Station laboratory, and yolk-sac larvae were distributed randomly in cylindri-

cal tanks containing 300 L (80 gallons) of filtered sea water. After yolk absorption (about 2½ days after hatching), when the larvae averaged 3.45 mm NL, food was introduced into the tanks. The food consisted of mixtures of two types of zooplankton: (1) size-graded, wild zooplankton collected from local waters, and (2) cultured rotifers. The total concentrations of food in each tank ranged from 1,500 to 2,000 plankters per liter. The wild zooplankton, which consisted mainly of copepod nauplii, juvenile and adult copepods, nauplii of other invertebrates, phytoplankton, and tintinnids, was size-graded within the width fraction of 43 to 261 µm. The rotifers ranged from 88 to 175 µm in width. Samples of yellowfin larvae were removed from each tank at 12- to 24-hour intervals over a 4-day period, and the larvae were preserved in 10-percent formalin for gut-content analysis. Concurrently, whole-water aliquots were taken from each tank to measure the concentrations of prey for estimation of indices of food selectivity of the larvae. For each day, a selectivity value was calculated for each prey type by comparing the amount in the guts with the amount in the environment (tank). The feeding trials were run in duplicate at water temperatures ranging from 25.0° to 26.1°C (77.0° to 80.0°F) in the two tanks. The light levels 15 cm (6 inches) below the surface in the tanks ranged from 380 to 420 lux.

Analysis of the gut contents of 195 fish indicated that the diet of the yellowfin consisted of a fairly wide variety of prey organisms, but was dominated numerically by copepod nauplii and juvenile and adult copepods. Copepod nauplii constituted 91 to 96 percent of all prey consumed each day. Over the 4-day study period, juvenile and adult copepods increased in percentage occurrence from 1.4 (Day 1) to 7.5 percent (Day 4). Rotifers, although comprising 30 to 50 percent of the available forage, were consumed in low numbers (0.4 to 2.1 percent of the total number of prey consumed per day). Other prey, which included invertebrate eggs, tintinnids, and phytoplankton, were also consumed in low numbers (less than 2.0 percent by number per day). The mean number of prey consumed per larva per day ranged from 11.4 to 20.3. The incidence of feeding (percentage of larvae containing at least one food item in the gut) was high, ranging from 94.6 to 100 percent on a daily basis.

The width of the mouth of the larvae, which tends to set the upper size limit for prey, increased from a mean of 265 µm on Day 1 to 365 µm on Day 4. On average, the larvae consumed prey that were considerably smaller than their mouths could accommodate.

Prey selectivity values were estimated for the four most abundant prey taxa, copepod nauplii, copepods (copepodites and adults combined), rotifers, and invertebrate eggs. On all days, there was strong selection for copepod nauplii and strong selection against rotifers. During the first 3 days of feeding, copepods were consumed in proportions nearly equal to their abundances, and on Day 4 there was a slight selection for copepods. The larvae exhibited selection against invertebrate eggs on all days of feeding.

Although the yellowfin larvae exhibited a strong preference for copepod nauplii over rotifers during the first 4 days of feeding, it should be noted that in other joint IATTC-Japanese feeding trials, yellowfin larvae readily consumed rotifers when they were the only prey type offered. Evaluating the optimum diet for yellowfin larvae in culture systems will require further simultaneous comparisons of survival and growth of yellowfin feeding on separate diets of wild plankton versus rotifers.

Age and growth of yellowfin larvae

Daily increments in the otoliths of fishes have frequently been used to back-calculate their lengths at previous ages to estimate the growth rates of individual fish. The use of otolith growth increments to assess recent changes in the growth rates of individual larvae may provide some insight into the mechanisms that regulate their survival and the subsequent recruitment of year classes. Validation of daily increment formation and an investigation of factors (*e.g.* temperature and/or food availability) that may affect somatic and otolith growth during the early life stages of scombrids are necessary for back-calculating their sizes from measurements of the widths of the increments in their

otoliths. During September 1992, staff members of the IATTC and JASFA conducted experiments at JASFA's Yaeyama Station to determine the timing and periodicity of increment formation in the otoliths of yellowfin tuna larvae and to examine somatic and otolith growth responses in the laboratory at two water temperatures. The results concerning timing of formation of the first increment and establishment of daily periodicity of increment formation in the otoliths are described in the IATTC Annual Report for 1993.

Larvae produced by yellowfin broodstock held in anchored sea pens in waters adjacent to the Yaeyama Station were used for the growth experiments. Spawning in one of the sea pens occurred at approximately 10:00 p.m., after which approximately 370,000 fertilized eggs were collected at the surface. The sea-surface temperature was 28.4°C (83.1°F). In the laboratory, the eggs were placed in two 100-L (26-gallon) tanks at densities of 31 and 32 eggs per liter, respectively. The water temperature was maintained at 26°C (79°F) in one of the tanks and 29°C (84°F) in the other. These temperatures were selected because the preponderance of yellowfin spawning at the Yaeyama Station and in the eastern Pacific Ocean occurs within this range. The following morning, the eggs were distributed among six 30-L (8-gallon) tanks, three at each temperature, at densities of 13 eggs per liter. The larvae were sampled at hatching, and thereafter at 12-hour intervals for 4 days, preserved in 95-percent ethanol, and measured later. The length measurements were not adjusted for shrinkage in ethanol. The eggs (tail-free embryo stage) and larvae at hatching were also preserved in 5-percent formalin to examine shrinkage and to obtain additional information on growth. The experiment was terminated after 4 days because the larvae survived poorly at the higher temperature. Larvae from the same spawning were also reared at ambient water temperatures (26.4° and 28.4°C (79.5° and 83.1°F)) in two 100-L (26-gallon) cylindrical tanks for 5 to 6 days and in a 5,000-L (1,320-gallon) rectangular tank for 24 days. Some of these larvae survived up to 24 days, and several were preserved for validation of daily formation of the increments and to examine the growth in laboratory conditions over an extended period of time. The first-feeding larvae were maintained at food levels of 5,000 to 6,500 rotifers per liter. The larvae in the 5,000-L tank were fed rotifers at densities of 1,000 to 5,000 per liter during the period encompassing 3 to 24 days after hatching, supplemented with 100 to 300 *Artemia* nauplii per liter during the period encompassing 11 to 24 days after hatching.

The eggs and larvae reared at 29°C developed more rapidly than those reared at 26°C. At 29°C, the majority of the eggs hatched 18 hours after fertilization, and yolk absorption and first feeding (*i.e.* eyes completely pigmented and mouths functional) occurred approximately 50 hours after hatching. At 26°C, the same events occurred at 21 and 60 hours after hatching, respectively. The eggs reared at ambient water temperatures ranged from 0.93 to 1.0 mm in diameter just prior to hatching. The dry weight of the eggs, after preservation in 5-percent formalin, ranged from 32.8 to 38.2 µg. Although the diameters of the eggs were not affected by preservation in formalin, shrinkage in formalin occurred for the yolk-sac and first-feeding larvae, so the lengths were adjusted accordingly. The adjusted mean sizes of the formalin-preserved larvae reared at 26° and 29°C, 2.41 and 2.58 mm notochord length, respectively, were significantly different. This difference was not detected in the ethanol-preserved larvae, probably because the sample sizes at hatching were too small. Despite the size difference at hatching, the mean lengths of fish subjected to the two temperature treatments were not significantly different after first feeding (2½ days after hatching).

The somatic and otolith growth rates of the ethanol-preserved larvae from each temperature treatment were compared by fitting linear models to the average lengths at age of the fish in each replicate tank and using analysis of covariance to compare the slopes and adjusted means. Although the larvae developed more rapidly at the higher temperature, the growth rates and adjusted means were not significantly different for the two treatments during the period ½ to 4 days after hatching (including 2 days of feeding) for either larval length or otolith size. The growth in length for the pooled data was

slow and linear, 0.07 mm per day. The otolith growth was non-linear, and best described by a power curve. An average growth rate of 1.90 μm per day was estimated from the pooled data through integration and differentiation of the growth model. Temperature differences in the growth rates may have occurred beyond 2 days after first feeding, but it was not possible to determine this due to the poor survival of the larvae subjected to the high-temperature treatment. Although the preliminary results from this experiment and the validation of daily increments suggest the usefulness of otolith increments to back-calculate the sizes of fish at previous ages, and thus estimate their individual growth rates, further experiments are necessary to examine the effects of temperature on somatic and otolith growth over an extended period of time.

Growth in the laboratory was also examined for larvae between $\frac{1}{2}$ and 24 days after hatching. The data from the temperature experiment were pooled with the length data for older larvae. Three linear growth stanzas were evident from the length-age data. The growth in length of the larvae was slow (0.07 mm per day) between $\frac{1}{2}$ to 5 days after hatching. The larvae between 5 and 16 days old grew more rapidly (0.27 mm per day). Little or no growth occurred between 16 and 24 days (*i.e.* the regression was not significant), and few survivors remained. These late-stage larvae appeared emaciated, undernourished, and smaller than field-collected scombrids of a similar age range. The most rapid growth rate estimated from these laboratory-reared larvae (0.27 mm per day) was much less than the estimate of 0.47 mm per day obtained for field-sampled yellowfin larvae within the same age range (Envir. Biol. Fish., 39 (3): 259–270). The poor survival and slower growth in the laboratory may be associated with poor condition and lower viability of the eggs and larvae resulting from spawning at the end of the spawning period for the captive broodstock and/or feeding on unnatural prey items (see IATTC Annual Report for 1993). Experiments designed to address the discrepancies in the growth and survival estimates are under consideration for the future.

Growth and food selectivity of bluefin larvae

During 1993, joint experiments were initiated by IATTC and JASFA staff members at the Yaeyama Station to study the early life history of bluefin tuna. To date, no experimental data have been available describing the growth and feeding ecology of bluefin larvae. One of the purposes of the laboratory experiments was to determine the optimum conditions (*e.g.* temperature, light, food type, and food concentration) for culture of bluefin larvae. Experiments were conducted to determine early growth (somatic and otolith), starvation rates, and food selection. Analysis of the results of the somatic growth and food selection studies was completed during 1994 at the IATTC's La Jolla Laboratory.

Newly-hatched bluefin larvae were obtained in July 1993 from a private company in Japan which shipped them by air to the Yaeyama Station. The larvae, which were hatched from eggs that had been spawned in sea pens at a water temperature of 20.3°C (68.5°F), had been incubated at 22° to 24°C (72° to 75°F). They began to feed about 3 days after hatching. A growth experiment was conducted in cylindrical 100-L (26-gallon) tanks over a period of 10 days. Phytoplankton blooms were maintained in the tanks by adding small volumes of concentrated cultures of the alga *Nannochloropsis*. The light levels at the surface of the water of each tank ranged from 2,300 to 2,800 lux. The food consisted of wild zooplankton size-graded within the following size (width) fractions: Day 1 to Day 2: 42 to 184 μm ; Day 3: 42 to 351 μm ; Day 4 to Day 10: 42 to 526 μm . The food levels were maintained between 300 and 600 plankters per liter. The food treatments were run in triplicate, with samples of larvae removed from the tanks every 1 to 2 days and preserved in 5-percent formalin for growth analyses. The water temperatures in the three tanks ranged from 24.0° to 25.4°C (75.2° to 77.7°F).

At first feeding, the larvae preserved in formalin averaged 3.55 mm in notochord length (NL) and 23.9 μg in dry weight. The survival after 10 days of feeding (13 days after hatching) was variable among the tanks, with the mean survival (adjusted for sample removals) estimated at 11.1, 13.9, and 33.3

percent in the three tanks. Over the first 10 days of feeding, the growth in length was characterized by linear regressions describing two different growth phases: first 6 days: $NL = 3.520 + 0.151d$; next 4 days: $NL = 2.220 + 0.370d$; where NL = notochord length in millimeters and d = days after first-feeding. The growth in weight for the 10-day period was exponential, and described by the regression $W = 23.4165e^{0.2242d}$, where W = dry weight in micrograms and d = days after first feeding. The growth coefficient of 0.2242 is equivalent to a specific growth rate of 25.1 percent per day. The length-weight relationship for larvae over the first 10 days of feeding was estimated to be $W = 0.1315NL^{4.2262}$, where W = dry weight in micrograms and NL = notochord length in millimeters.

Two food-selectivity experiments were also completed. The first experiment was conducted to examine the selectivity of first-feeding bluefin that were provided a choice between wild zooplankton and cultured rotifers, and the second tested the selectivity of larger larvae that were provided a choice among wild zooplankton, cultured rotifers, and cultured brine shrimp. In the first experiment, with first-feeding larvae, two food levels of mixed prey were offered to larvae: (1) high food (1,000 plankters per liter total, with wild plankton and rotifers each at 500 per liter); (2) low food (200 plankters per liter total, with wild plankton and rotifers each at 100 per liter). This design was used to examine the effects of changes in total prey abundance on the food-selectivity patterns of the first-feeding larvae.

For the first experiment, the wild plankton were size graded by width as follows: Days 1, 2, and 3: 42 to 184 μm ; Day 4: 42 to 351 μm . The rotifers ranged from 88 to 188 μm in width. The larvae were fed in cylindrical 100-L (26-gallon) tanks. Samples of larvae were removed daily from each tank over a 4-day period and preserved in 10-percent formalin for gut-content analysis. Whole-water aliquots were taken simultaneously from each tank for estimation of prey selection. From 5 to 7 days after first feeding, the larvae were maintained on the wild plankton-rotifer diet, but no gut-content samples were taken.

For the second experiment, on the 8th, 9th, and 10th days of feeding the older larvae were offered a choice of mixed prey composed of wild plankton, cultured rotifers, and cultured brine shrimp, *Artemia* sp. The total food concentrations in each tank ranged from 500 to 700 plankters per liter. The feeding experiments were run in triplicate at water temperatures ranging from 23.9° to 25.5°C (75.0° to 77.9°F) in the three tanks.

During the first 4 days of feeding the bluefin consumed a variety of prey, although copepod nauplii and juvenile and adult copepods constituted the bulk of the diet. Under high- and low-food conditions, copepod nauplii comprised about 65 to 95 percent of all prey consumed daily during the first 4 days. The consumption of juvenile and adult copepods increased from Day 1 to Day 4. Rotifers, which comprised nearly 50 percent of the available prey over the first 4 days, were consumed in low numbers (0–6 percent of the total number of prey each day). The remaining prey items in the diet (appendicularians, gastropod veligers, and invertebrate eggs) were rare (less than 3 percent by number per day). The larvae began to change their prey selection by the 8th day of feeding. From Day 8 to Day 10, they consumed lesser percentages of copepod nauplii, although nauplii still comprised the largest component of the diet by number. From Day 8 to Day 10, the larvae ate greater percentages of rotifers. The abundance of copepods in the diet remained relatively constant during this period. Although brine shrimp nauplii were offered as prey in fairly large numbers (20 to 25 percent of the available prey), beginning on Day 8, none were eaten.

The incidence of feeding was high, ranging from 88 to 100 percent per day over the 10-day study period. The mean number of prey eaten per larva during the first 4 days was influenced by the total number of available prey. The mean number of prey consumed per larva increased steadily each day in the high-food treatment, while the prey consumption actually decreased under low-food conditions by Day 4. The prey consumption rates generally increased with larval age; the absolute ranges of numbers of prey eaten per larva were: Days 1–4: 0 to 24 prey; Days 8–10: 5 to 60 prey.

The mouth size (width) of the bluefin larvae doubled, from a mean value of 285 µm on Day 1 of feeding to 600 µm on Day 10 of feeding. The larvae selected prey that were, on average, much smaller than the width of their mouths.

Selectivity values were estimated for the most abundant prey taxa occurring in either the guts or the tanks. These taxa included copepod nauplii, calanoid copepods, cyclopoid copepods, harpacticoid copepods, rotifers, invertebrate eggs, and brine shrimp nauplii. During the first 4 days of feeding, the bluefin exhibited strong selection for copepod nauplii, strong selection against rotifers, and weak selection for copepods. These selectivity patterns were most pronounced at lower food levels. The early selection against rotifers is interesting, since bluefin larvae readily fed on pure rotifer rations in separate feeding trials conducted by the JASFA staff. During the second week of feeding, the fish changed their prey selection patterns, selecting against copepod nauplii and for rotifers and copepods. The larvae selected against brine shrimp nauplii after their introduction as prey beginning on Day 8 of feeding, and against invertebrate eggs on all days.

Mesocosm trials

Black skipjack larvae that were spawned in the Achotines Laboratory during February 1994 were stocked *in situ* in small "mesocosms" in waters adjacent to Achotines Bay. These preliminary trials were designed to examine the efficacy of stocking small tuna larvae in floating enclosures for research and to determine what concentrations of microzooplankton could be maintained inside the mesocosms. Four floating cages were constructed, and three of these cages were stocked with yolk-sac black skipjack larvae. The smallest cage, which was cylindrical in shape and constructed of 35-µm mesh netting, enclosed 40 L (11 gallons) of water. The two larger cages, which were conical in shape and constructed of 70- and 335-µm mesh netting, enclosed 90 L (24 gallons) and 200 L (53 gallons) of water, respectively. Either the top or the bottom of each cage was fitted with clear plexiglass with a small hinged trapdoor. The cages were tethered to buoys, weighted to keep them vertical in the water column, and anchored to the bottom with 14- to 23-kg (30- to 50-pound) weights. With this design, the cages were suspended approximately 1 to 1½ m (3 to 5 feet) below the surface of the water. The cages were deployed about ½ km (¼ mile) seaward of Achotines Bay at the 20-m (66-foot) depth contour. Yolk-sac black skipjack larvae were placed into the cages at densities of 10 larvae per liter, and every other day microzooplankton was added to the cages. The microzooplankton levels measured in the cages ranged from 300 to 1,000 plankters per liter. The cages were deployed for a period of 7 to 10 days during these preliminary trials.

The initial stocking of larvae is known to have been successful, as divers observed active, swimming larvae in the cages on the first day of feeding. Upon retrieval of the cages, however, no surviving larvae were found. Most of the mortality probably occurred when the cages were pulled to the surface to add food to them, as they were subject to strong wind turbulence and swell at that time. In spite of this, the mesocosm approach holds considerable promise for studying tuna larvae under *in situ* conditions at the Achotines Laboratory. Future trials will incorporate larger cages with one of two designs: (1) submerged cages, constructed of larger mesh (335 to 500 µm) to allow flow-through of food organisms, deployed at depth and left undisturbed until retrieval; or (2) conical, non-permeable "bag enclosures" extending several meters downward from surface flotation rings, allowing addition of food without physical disturbance to the larvae.

Ichthyoplankton and oceanographic studies

Sampling for larval scombrids and forage organisms and measurement of physical parameters of the ocean were conducted from August 1989 to November 1993. The purpose of the sampling program after October 1990 was to obtain information on the day-night and seasonal patterns of vertical

distribution, age and growth, diet, and nutritional condition of scombrid larvae in relation to the characteristics of the physical environment (temperature, salinity, oxygen, and light intensity) and the availability of forage organisms in the water column.

The sampling for larvae and forage organisms was conducted at Station MSB (Figure 25). All the collections were made with a small Tucker trawl, an opening-closing sampling device capable of catching larvae at discrete depth strata, aboard a small research boat, the *Achotines III*. The Tucker trawl had a 75- × 83-cm (30- × 33-inch) mouth opening and a 335-µm mesh net. Microzooplankton, which serve as forage for the larvae, were collected simultaneously with a smaller net (12- × 12-cm (5- × 5-inch) mouth opening) with finer (73-µm) mesh nested inside the Tucker trawl. The trawl was also equipped with a data logger for recording time, water temperature, and depth of the net during the tow.

Three Tucker-trawl surveys were attempted each month, one during the daytime, one at night, and one during a consecutive day-night period. During the sampling surveys, two replicate oblique tows were made at five nominal depth strata: 0-5, 5-20, 20-40, 40-60, and 60-80 m (0-3, 3-11, 11-22, 22-33, and 33-44 fathoms). The three shallow strata were sampled during each survey trip, while the two deeper strata were sampled once per quarter. Immediately before and after a series of tows was made, a CTDO cast was made to depths as great as 100 m (55 fathoms). (The CTDO is an instrument which made simultaneous, continuous measurements of the conductivity (salinity), temperature, depth, dissolved oxygen, and photosynthetically-available radiation of the water over the depth of the cast.) Observations of the weather, ambient light intensity, water clarity, and sea state were recorded at the time of the casts. The samples from the three shallower strata were split during the tows with a codend splitter, and preserved in 95-percent ethanol for studies of growth and food habits and in Bouin's solution for studies of nutritional condition. The samples collected at the two deeper strata were not split, and were preserved in 5-percent formalin, as were the microzooplankton samples from all the strata. A water sample from the sea surface was taken during each survey for studies of toxic phytoplankton.

All ichthyoplankton samples collected aboard the *Achotines III* are initially processed at the Achotines Laboratory. The scombrid larvae are removed from the plankton samples, identified to the lowest taxa possible, and measured. The larvae are then sent to staff members at the IATTC's La Jolla laboratory for further study. In addition to these samples, ichthyoplankton samples collected from the Panama Bight by an IATTC staff member aboard the U.S. National Oceanographic and Atmospheric Administration ship *McArthur* (see IATTC Annual Report for 1992) are being sorted by the Achotines Laboratory staff.

In addition to the Tucker-trawl surveys, near-shore oceanographic surveys were attempted at least monthly at 14 stations along 3 transects extending seaward from Punta Mala, Achotines Bay, and Morro Puercos to the 2,000-m (1,094-fathom) isobath (Figure 25). Along each transect, observations were made in waters over the continental shelf, the shelf break, the continental slope, and the abyss. The station observations consisted of a CTDO cast to 100 m (55 fathoms) or to near-bottom, a Secchi disk cast, and weather observations. Water samples for subsequent analysis of salinity and oxygen content in the laboratory were collected several times during the surveys from near the surface and near the bottom with Niskin bottles to calibrate the CTDO data.

The ichthyoplankton and oceanographic sampling program was suspended in November 1993 until such time as the backlog of existing samples and data are analyzed and further studies are designed. Processing of the ichthyoplankton samples collected during 1993, as described above, continued during 1994 at the Achotines Laboratory.

Snapper resource studies

Mr. Amado Cano of Panama's Dirección General de Recursos Marinos (DGRM) and IATTC staff members are conducting studies of some of the commercially-important coastal fishes of the Los San-

tos province of Panama. The purpose of the project, based at the Achotines Laboratory, is to provide fundamental information on the biology and potential catches of these species. Recent industrialization, principally through improved arrangements for processing and export of the catches, and the possible entry of larger vessels into the fishery make acquisition of estimates of the potential yields desirable. A sampling program was implemented in 1986 to survey and assess the resources of snappers (family Lutjanidae), and other coastal fishes. Catch, effort, length, and weight data are being collected routinely by DGRM biologists. These basic data will provide information on species composition, size compositions, condition factors, catches per unit of effort by various configurations of gear, and seasonal variability of the above. *Lutjanus peru* is the primary species caught, but smaller quantities of *L. guttatus*, *L. argentiventris*, *L. jordani*, *L. novemfasciatus*, *L. aratus*, *L. viridis*, *L. inermis*, *L. colorado*, and *Hoplopagrus guntheri* are also taken. The first three species comprise over 90 percent of the catch in the Los Santos province. A manuscript summarizing the data for the first four years of the study has been completed.

A project which includes research on the culturing of broodstock snappers and/or corvina-like fishes (Sciaenidae) and production of food organisms for their larvae and juveniles is described in a previous subsection entitled *Joint OFCF-Panama-IATTC project*.

Oceanography and tuna ecology

The IATTC staff monitors conditions in the Pacific Ocean, including the sea-surface temperatures (SSTs), thermocline depths, sea levels, and Southern Oscillation Indices (SOIs), because some of these affect the abundance and vulnerability to capture of tunas in the eastern Pacific Ocean. In this report, thermocline refers to the layer in the ocean below the bottom of the mixed layer, where the temperatures decrease rapidly with depth. Surface-dwelling fish are more vulnerable to capture when the thermocline is shallow. The SOI, which is the difference between the atmospheric surface-pressure anomalies (departures from normal) at Tahiti, French Polynesia, and Darwin, Australia, is a measure of the strength of the southern tropical easterly winds. Negative SOI values are frequently, but not always, associated with El Niño conditions, which are characterized by above-normal SSTs and deeper-than-normal thermoclines, especially off northern South America. The SST anomalies are plotted for each month by the staff of the IATTC, and the thermocline depths, sea levels, and SOIs are reported each month in the *Climate Diagnostics Bulletin* of the U.S. National Weather Service.

During the fourth quarter of 1993, the atmospheric and oceanic circulations were returning slowly to normal over most of the eastern tropical Pacific (ETP), following El Niño conditions which persisted through much of that year. The only remaining areas of significant size with SSTs more than 1°C above normal were southwest of Baja California and west of central Peru. These pockets persisted throughout 1993 because of lighter-than-normal surface winds, which caused reduced wind mixing in the upper layer of the ocean. The thermocline remained about 20 m (11 fathoms) below its normal depth during October and November 1993, but it had risen to 8 m (4 fathoms) above normal by the end of December. The sea level continued to fall, and it was actually below normal by the end of December in some coastal areas off South America. The SOI finally rose to zero in December, after a 15-month period of negative values.

During the first quarter of 1994 the SSTs were close to normal over most of the ETP. For the first time in 12 months, there were no significant positive SST anomalies in the equatorial part of the ETP. In fact, for most of the equatorial region east of approximately 165°E the SSTs were, on average, slightly below normal. Along the coast of Peru at Talara, Chimbote, and Callao, the SSTs were from 0.5° to 1.5°C (0.9° to 2.7°F) below normal (Figure 26). The SSTs more than 1°C (1.8°F) above normal continued in the area southwest of Baja California, primarily because of weak surface winds associated with a persistent weakness of the eastern Pacific high-pressure system in that area. In the southern hemisphere this

system and its associated tropical easterly winds were gradually returning to normal, although there were periods of weakened tropical trade winds which were reflected in decreasing SOIs. During this period, however, the sea levels and thermocline depths decreased to less than their normal values (Figure 26).

During the second quarter of 1994, the SSTs were 1° to 2°C (1.8° to 3.6°F) below normal in several places along the equator from 80°W to 135°W , indicating that equatorial upwelling was probably stronger than during the first quarter of 1994. The SST anomaly patterns for April 1994 (Figure 27) are representative of those in most of the ETP in other months of the second quarter. Off northern South America there was an increase in the size of the areas with negative SST anomalies. In addition, the offshore area south of Baja California, which had experienced SSTs from 1° to 2°C above normal for over 6 months, had, on average, slightly below-normal SSTs (Figure 27).

During the third quarter of 1994, the SSTs were slightly below normal along the equator east of 140°W . Elsewhere in the ETP the SSTs were near normal (Figures 26 and 27). In contrast, the SSTs were 1° to 2°C above normal over a large region of the central equatorial Pacific, due primarily to weak easterly surface winds, resulting in below-normal mixing in the surface layer. The SOI decreased to -1.8 during the third quarter. Some small areas of SSTs 1°C above normal occurred off Peru, but there was no trend toward positive anomalies in the ETP.

During the fourth quarter of 1994, the SSTs were near normal, on average, along the equator from 85°W to 140°W . The SST anomaly patterns in the ETP for December 1994, which are fairly representative of the other months of the fourth quarter, are shown in Figure 28. Several areas south of the equator and east of 140°W had SSTs more than 1°C above normal. These warm-water areas had persisted since the end of the 1993–1994 El Niño event, and do not seem to have been part of the inception of another El Niño event during the fourth quarter. Also, there was a slow rise in sea level to above normal at coastal stations of South America and an increase in the depth of the thermocline east of 110°W between 5°N and 5°S . The SOI, however, was higher than during the second and third quarters (Figure 26). This probably reflects another period of stronger surface winds as the surface high-pressure system attempts to return toward normal once again over the southern tropical Pacific. In contrast to the situation in the ETP, the SSTs were 1° to 2°C above normal over most of the equatorial region between 170°E and 150°W (Figure 28). Near 170°W some SSTs were observed to be more than 3°C above normal at the end of December. These conditions have generally prevailed around the international date line for the past two years. A report in the November 1994 issue of the *Climate Diagnostics Bulletin* stated that, because of continuing abnormal atmospheric and oceanic conditions, a mature phase of a warm-water episode was evolving in the central equatorial Pacific and would progress eastward into the ETP. (In recent years some meteorologists and oceanographers have considered extensive warming and negative SOIs in the tropical Pacific west of 150°W to be a precursor of El Niño conditions in the ETP. This is apparently not always the case, however, as the SSTs were near normal in the ETP during third and fourth quarters of 1994.)

TUNA-DOLPHIN PROGRAM

Yellowfin tuna in the size range of about 25 to 100 pounds (11 to 45 kg) frequently associate with marine mammals, especially spotted, spinner, and common dolphins, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The spatial distributions of the various stocks of these three species are shown in Figure 29. Purse-seine fishermen have found that their catches of yellowfin in the EPO can be maximized by searching for herds of dolphins or flocks of seabirds which frequently occur with dolphins and tunas, setting their nets around the dolphins and tunas, retrieving most of the net, "backing down" to enable the dolphins to escape over the corkline of the net, and finally retrieving the rest of the net and bringing the fish aboard the vessel. Unfortunately, particularly during the 1960s and 1970s, many dolphins became entangled in the nets and suffocated.

The IATTC's responsibilities were broadened in 1976 to address the problems arising from the incidental mortality in purse-seine nets of dolphins which associate with tunas in the EPO. The Commission agreed that it "should strive to maintain a high level of tuna production and also to maintain [dolphin] stocks at or above levels that assure their survival in perpetuity, with every reasonable effort being made to avoid needless or careless killing of [dolphins]" (IATTC, 1976 meeting, minutes: page 9). The principal responsibilities of the IATTC's Tuna-Dolphin Program are (1) to monitor the abundance of dolphins and their mortality incidental to fishing through the collection of data aboard tuna purse seiners fishing in the EPO, (2) to analyze these data and make appropriate recommendations for the conservation of dolphins, (3) to study the causes of mortality of dolphins during fishing operations and encourage fishermen to adopt fishing techniques which minimize the mortalities of dolphins, and (4) to study the effects of different modes of fishing on the various fish and other animals of the pelagic ecosystem.

Data collection

Coverage

The design for placement of observers during 1994 called for 100-percent coverage of trips by Class-6 vessels (carrying capacity greater than 400 short tons) fishing for tunas in the EPO. All trips by vessels of fleets other than Mexico and the United States were to be sampled by the IATTC Tuna-Dolphin Program. Half of the trips of vessels of the Mexican and U.S. fleets were to be sampled by observers of their national programs (Programa Nacional para el Aprovechamiento del Atún y Protección de los Delfines (PNAAPD) of Mexico and the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS)) and the remainder by IATTC observers.

During 1994 observers from the IATTC and national programs departed on 466 fishing trips by Class-6 vessels in the EPO. In addition, 45 Class-6 vessels whose last trip of 1993 carried over into 1994 had observers aboard, bringing the total to 511 trips sampled in 1994 by the IATTC and national programs. The IATTC sampled vessels operating under the jurisdictions of Belize, Colombia, Ecuador, Mexico, Panama, St. Vincent and the Grenadines, the United States, Vanuatu, and Venezuela.

The IATTC also, at the request of its manager, sampled one fishing trip of a Class-5 vessel (301–400 short tons capacity) registered in Colombia.

The Mexican and IATTC programs combined sampled 100 percent of the trips by vessels of the Mexican fleet. The U.S. and IATTC programs combined also sampled 100 percent of the trips by vessels of the U.S. fleet. The fleets of Belize, Colombia, Panama, St. Vincent and the Grenadines, Vanuatu, and Venezuela all had 100-percent coverage by the IATTC program in 1994. The Ecuadorian fleet fell one trip short of full coverage because the manager of one vessel did not request an IATTC observer for one of its trips. The Ecuadorian government called the vessel back to port after 11 days at sea, and it returned so that an observer could be placed aboard it.

The sampling coverage of Class-6 seiners of the international fleet by the IATTC program and the Mexican and U.S. national programs is summarized in Table 13. Over 72 percent of all trips were sampled by the IATTC program, and over 99 percent of them were sampled by the three programs combined.

Training

Five courses for training observers in the collection of data aboard tuna vessels were held during 1994 (Table 14). The attendees were instructed in the identification of tunas, marine mammals, turtles, and seabirds, the requirements and procedures for data collection, methods for estimating the sizes of herds of marine mammals, fishing gear and operations, and shipboard protocol and safety.

Gear program

Research

The IATTC tested a modified dolphin safety panel (DSP) designed by Captain Harold Medina (retired). The standard DSP is a rectangular panel of 1½-inch (3.2-cm) mesh, approximately 180 fathoms (329 m) long and 12 fathoms (22 m) deep, which replaces part of the 4¼-inch (10.8-cm) mesh adjacent to the corkline; dolphins are less likely to get their snouts entangled with the finer mesh when being released from the net. The modified DSP was originally a 9- by 60-foot (2.7 by 18.3-m) rectangular panel of synthetic cloth, light gray in color, which was laced onto the inside of the existing DSP just below, and parallel to, the corkline in the area that corresponds to the apex of the backdown channel. It was tested by the Mexican purse seiner *Akalan II* during two consecutive fishing trips. The objectives of the modified DSP were (1) to facilitate the release of dolphins during backdown by promoting corkline sinkage and creating an increased flow of water up and over the corkline and (2) to maintain the apex area of the channel open throughout backdown.

A number of variations in the panel's dimensions, positioning below the corkline, and color were tested during the first trip. The original 9-foot panel proved to be too large; the water pressure against the panel during backdown resulted in the apex corks sinking at reduced backdown speeds, which made it difficult to release the animals, which typically tend to swim slowly toward the vessel during the maneuver. The height was reduced to 3 feet (0.9 m), but this modification greatly diminished the panel's corkline-sinking and apex-widening effects. A final height of 4.5 feet (1.4 m) was established as a workable trade-off between backdown speed and the desired apex effects. The original panel was installed with its upper edge approximately 1 foot (0.3 m) below the corkline. The final modification of the panel's height resulted in its upper edge being approximately 4 feet (1.2 m) below the corkline. Vessel crewmen acting as rescuers during backdown noted that the dolphins appeared to avoid approaching the light-colored panel, especially in bright sunlight. After several sets the panel was painted dark blue, but avoidance behavior was still noted. It was finally painted black, after which the dolphins no longer seemed to avoid it. The panel was used, in its various forms, during 41 sets on dolphins.

The captain was generally pleased with the effects of the modified DSP, and agreed to leave it in the net for the next trip. No modifications were made to the color, shape, or positioning of the modified DSP in the net during that trip, and it was used during 58 additional dolphin sets. The panel was removed from the net after the trip, however, as it had begun to show wear after being deployed in more than 100 dolphin and non-dolphin sets. The captain believed that the panel was useful, and expressed interest in using a modification of this type in the future.

This DSP modification is similar to a panel designed and tested by Mr. John Gonsalves of Progressive Fishing Enterprises, Chula Vista, California, USA, during the mid-1970s. Development of his polyvinyl-coated nylon panel was funded by the U.S. Marine Mammal Commission, and testing was conducted in coastal waters, utilizing a truncated version of a purse seine to simulate the backdown area, a towing frame, and a towing vessel. Those tests were encouraging, but testing of the panel during fishing operations at sea was not carried out due to, according to Mr. Gonsalves, discontinuation of funding for the project.

Services

During 1994 the IATTC staff conducted alignments of DSPs, described above, and inspections of dolphin rescue gear aboard 40 vessels, 31 registered in Mexico, 4 registered in Vanuatu, and 5 registered in Venezuela. A trial set, during which an IATTC employee observes the performance of the net from an inflatable raft during backdown, is made to check the alignment of the DSP. The IATTC employee transmits his observations, comments, and suggestions to the captain of the vessel, and attempts are made

to resolve any problems which may arise. Afterward, a report is prepared for the vessel owner or manager. This report contains a summary of the IATTC employee's observations and, if necessary, suggestions for improving the vessel's dolphin safety gear and/or procedures.

The IATTC also offers other services to help fleet managers and operators of individual vessels to reduce dolphin mortality. Publications and video tapes on the subject are available at IATTC field offices. *Trip Analyses*, detailed reports of observed fishing trips, are prepared upon request and, after the required authorizations are obtained, sent to the vessel owners to allow them to assess the performances of the vessels and captains.

Workshops on the reduction of dolphin mortality

Five workshops on reducing dolphin mortality were held during 1994 (Table 15). These workshops are intended not only for captains, who are directly in charge of fishing operations, but also for other crew members and for administrative personnel responsible for vessel equipment and maintenance. Fishermen and others who attend the workshops are presented with certificates of attendance.

"Dolphin-safe" certificates

In 1990 the IATTC began providing "dolphin-safe" certificates to purse-seine vessels which carried IATTC observers whose data verified the fact that no dolphins had been intentionally chased or encircled during that fishing trip. These certificates are issued only at the request of vessel management. In 1994, the IATTC issued 120 of these certificates to vessels under the jurisdictions of Belize, Colombia, Ecuador, Mexico, St. Vincent and the Grenadines, the United States, Vanuatu, and Venezuela.

Statements of Participation

Statements of Participation, which were initially requested by representatives of some nations, verify that vessels have been participating in the International Dolphin Conservation Program (described later) at the observer coverage level of 100 percent. A statement can also state that the vessel is equipped with all the dolphin safety equipment recommended by the IATTC and that the IATTC staff has verified the proper alignment and condition of the vessel's dolphin safety gear during a trial set. During 1994 the IATTC issued, on request, statements for 59 fishing trips by vessels under the jurisdictions of Colombia, Ecuador, Mexico, Panama, Spain, the United States, Vanuatu, and Venezuela.

Estimates of the mortality of dolphins due to fishing

The mortality of dolphins in the EPO incidental to the fishing operations of the international purse-seine tuna fleet in 1994 was 4,095 animals, an increase of 14 percent over that of 1993, but still well below the estimated levels of years prior to 1993 (Figure 30). Because there was virtually complete observer coverage for Class-6 purse-seine vessels in 1994, the total incidental mortality of dolphins was assumed to be known. However, because detailed by-set data collected by the PNAAPD are not yet available to the IATTC staff, species and stock identification was not possible for data collected on trips made with PNAAPD observers aboard. The total mortalities, by species and stock, were therefore estimated by the method described on page 51 of the IATTC Annual Report for 1993. The estimated mortalities, by species and stocks, are shown in Table 16.

The number of sets made on tunas associated with dolphins increased by 11 percent with respect to the 1993, although the level of fishing effort was still below the estimated level for 1986–1992 (Figure 30). Similarly, the number of tons of yellowfin tuna caught in sets on tunas associated with dolphins was 6 percent greater than in 1993. The average mortality per set increased from 0.52 animals in 1993 to 0.53 animals in 1994. However, relative to the estimates for the years previous to 1993, the mortality per set for 1994 was still quite low (Figure 30). The average mortality per ton of yellowfin caught

decreased from 0.03098 animals in 1993 to 0.03025 animals in 1994, and both estimates were considerably less than those for the years previous to 1993.

Over 13 percent of the total mortality for 1994 occurred in one "disaster set." Although the percentage of sets in which more than 15 mortalities occurred has dropped from 13 percent in 1986 (the first year with adequate sampling coverage for the international fleet) to 0.5 percent in 1994, the contribution of such sets to the total mortality can be considerable. For 1994, without the mortalities incurred in the single disaster set, the total dolphin mortality would have been slightly less than that for 1993. Because the number of sets on tunas associated with dolphins was greater in 1994 than in 1993 (Table 4; Figure 30), the estimated mortality per set would have decreased by 12 percent. Unfortunately, while there are a number of factors considered likely to contribute to the occurrence of disaster sets, a reliable method for avoiding such events has not yet been forthcoming.

Estimates of the relative abundance of dolphins

The currently-used procedures for estimating trends in abundance of dolphins in the EPO employ post-stratification to reduce the bias in conventional line-transect estimates when the searching effort is non-random. Post-stratification is applied separately to estimate each of three parameters: expected encounter rate, expected herd size, and effective half-width of the searching path. To avoid the bias generally associated with post-stratification procedures, an *ad hoc* smoothing method is applied independently to the observed encounter rate, mean herd size, and mean detection distance (a proxy which is correlated with the effective half-width of the searching path), each being evaluated for each 1-degree cell. The method performs poorly in areas with little or no searching effort because the values must be smoothed over large areas within which oceanographic variables, and hence the densities of dolphins, may show considerable variation. Furthermore, there are insufficient data to carry out any stratification for the northern and southern stocks of common dolphin, so large biases, and possibly large fluctuations in these biases, can be expected.

Recent work by scientists of the U.S. National Marine Fisheries Service (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (2): 451–463) shows strong correlations between certain oceanographic variables and the distributions of dolphins. Those correlations can be used to model the density of each species or stock as a continuous surface throughout the appropriate area. Such models provide an alternative means for extrapolating to the stock boundaries in areas of low searching effort. They might also reduce the biases in the estimates of the relative abundances of the stocks for which the sample sizes are inadequate for stratification. A more speculative use of the models would be to estimate the locations of the stock boundaries during previous years, thus allowing for distributional shifts of the stocks due to perturbations in oceanographic conditions, such as El Niño events. The IATTC staff uses general linear models to relate oceanographic and locational covariates to the observed encounter rates and herd sizes obtained from the tuna vessel observer data for each year. After obtaining annual estimates of the relative abundances, the estimates are smoothed with a general additive model. Standard errors of prediction are also obtained from this model, thus avoiding the need to estimate standard errors by computer-intensive methods. The modelled spatial distribution of the offshore stocks of spotted dolphin is shown in Figure 31, and the corresponding estimates of trends during 1975–1990 are shown in Figure 32. The equivalent trend estimated from the annual estimates from the post-stratification method is also shown, for comparison, in Figure 32. Work is currently underway to improve the procedures and to extend the estimation to the remaining years and to the other stocks.

The most recent data on searching effort and sightings for the main dolphin stocks, using the procedure based on the post-stratification method, are shown in Figures 33–40. The data indicate that the changes in the trends of most of the stocks have been minor. The exceptions are the two stocks of offshore spotted dolphin (Figures 33–35), for which the analyses show low values of the indices for the

last two years, with significant differences in the values for 1993 relative to those of the mid-1980s. The incidental mortality has been very low for both of these stocks, so it seems likely that the apparent declines are the result of changes in distribution brought about by changes in oceanographic conditions. In support of this hypothesis, preliminary results from models which incorporate oceanographic data suggest large movements of offshore spotted dolphins across the presumed stock boundaries. This underlines the need to include environmental information into the estimation procedure and revise the current stock boundaries. Further analyses with the spatial model, which incorporates this information, and the addition of data for more years to the analyses with the post-stratification procedure should help determine the extent to which the 1993 estimates are biased.

The post-stratification procedure does not suggest any major change in recent trends of the two stocks of spinner dolphins (Figures 36 and 37). In both cases the indices have been fluctuating around the same levels for the last decade.

The interpretation of the indices for the northern and southern stocks of common dolphin (Figures 38 and 40) is complicated by sampling problems. The range of the northern stock extends further north than does the fishery for tunas associated with dolphins. There are usually insufficient sightings of dolphins of the southern stock to make it possible to calculate reliable estimates of the trends. The results of the analyses for the central stock suggest that it has been stable over the last decade (Figure 39).

The tuna-dolphin association

The association between dolphins and yellowfin tuna in the EPO has been used successfully by purse-seine fishermen for decades to catch the latter. The association between yellowfin and spotted dolphins has often been suggested to be food-based because:

1. A food-habits study carried out during the 1970s (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 71 (4): 1077-1092) showed considerable overlap between the stomach contents of yellowfin and spotted dolphins, but less overlap between those of yellowfin and spinner dolphins.
2. Between 80 and 93 percent of sets made on tunas associated with dolphins are made on herds containing spotted dolphins.
3. There exist anecdotal accounts of yellowfin and spotted dolphins feeding together.

In an attempt to study this association, IATTC staff members, in cooperation with scientists from the U.S. NMFS, the PNAAPD of Mexico, the University of Hawaii, and the Universidad Nacional de Costa Rica, conducted experiments to simultaneously track spotted dolphins and yellowfin from the same aggregations (see IATTC Annual Reports for 1992 and 1993). In addition, a two-year sampling program was conducted aboard tuna vessels to collect stomach contents and tissue samples from dolphins and tunas caught during the same sets to compare their food habits and trophic overlap (see the subsection entitled ***Trophic interactions of yellowfin tuna, dolphins, and associated predators***).

Eleven spotted dolphins and three yellowfin tuna were tracked. The dolphins and tuna travelled both together and separately, and there was no indication that the association was obligatory for either species. Swimming-depth data showed distinct differences between the two species. During the daytime the dolphins consistently made dives to 15 to 20 m (50 to 65 feet), while the tuna typically swam to depths of about 35 to 40 m (115 to 130 feet), just below the typical diving depths of the dolphins and above the thermocline (Figure 41, panels a and d). The dolphins made deeper dives at night (>40 m), apparently to feed on organisms in the deep scattering layer as they migrated toward the surface (Figure 41, panels b and c). Deep dives were particularly apparent just before dawn and just after sunset. The tuna, however, typically remained within the mixed layer at night (Figure 41, panels b and c).

This tracking study and recent food habits studies conducted by the IATTC and the NMFS suggest some degree of niche separation between the spotted dolphins and yellowfin tuna. The data suggest that the two species often feed at different times, at different depths, and sometimes on different

prey. The spotted dolphins appear to feed primarily at dusk, night, and early morning on epipelagic and mesopelagic fishes and cephalopods. The tuna appear to feed throughout the daylight hours in the mixed layer on epipelagic fishes, cephalopods, and crustaceans and, to a lesser degree, at night on epipelagic and mesopelagic cephalopods. It should be emphasized, however, that both species are thought to be generalist predators on a wide range of prey species.

It is interesting to note that a previous study by the IATTC showed that yellowfin tuna and spotted dolphins formed larger groups after midday, resulting in greater average catches of tuna per set (see IATTC Annual Report for 1989). Nevertheless, the stomach contents of the dolphins indicated that the dolphins fed little, if at all, during the afternoon. This suggested that feeding on shared prey species may not be the primary cause for the association, and other causes should be explored. The data also hinted, but did not prove, that the tuna-dolphin association weakened at night.

One alternative to the food-based hypothesis is that the two species associate to increase protection from predators such as sharks. Another hypothesis is that the yellowfin are attracted to the dolphins as a rallying point, as they are attracted to floating objects at earlier stages in their lives. One argument against both these hypotheses, however, is that they do not explain why the association with spotted dolphins appears to be much stronger than those with spinner or common dolphins, even though the latter two species also form large herds and are common in the EPO. Previous analyses indicated that about 60 percent of the sightings of spotted dolphins have led to sets, while only about 20 percent of the sightings of spinner and common dolphins have led to sets. (The data were collected during the 1970s and 1980s, when the vessels were not prevented from setting on herds including certain dolphin stocks, as is currently the case.)

Preliminary analyses suggest, however, that this difference in the association of yellowfin with spotted dolphins versus spinner or common dolphins could be explained by one or more of the following factors:

1. Common dolphins live primarily in cooler water influenced by upwelling, rather than in the warmer tropical waters apparently favored by yellowfin tuna and spotted and spinner dolphins.
2. Spinner and spotted dolphins form mixed-species herds during the day, so that in the early afternoon 53 percent of spotted dolphin herds and 13 percent of spinner dolphin herds contain only a single species. This discrepancy suggests that if yellowfin join spinner dolphin herds it is likely that the aggregation will subsequently join spotted dolphins to form a mixed herd.
3. Aerial photography of dolphin herds suggests that spinner dolphins swim at lesser depths than do spotted dolphins. The tuna often swim near the thermocline, and thus may encounter the deeper-swimming spotted dolphins more frequently than the spinner dolphins.

Even with this new information on food habits, movements, and swimming depth, it is still difficult to unequivocally support a particular hypothesis because the evidence is often conflicting and because it is unlikely that there is only one reason for the association. It is becoming increasingly evident, however, that previous assumption that the association is largely food-based, particularly in the afternoon, is not supported by the current evidence.

The International Dolphin Conservation Program

The events that led to the establishment of the International Dolphin Conservation Program (IDCP) and its objectives and functions are described on pages 60–62 of the IATTC 1993 Annual Report for 1993.

When the IDCP was established in 1992 it was agreed that the overall dolphin mortality limit (DML) for the international fleet for 1994 would be 15,500 animals. However, because the mortality due to fishing in 1993 was only 3,601 animals, the overall DML for 1994 was subsequently reduced, at an intergovernmental meeting held in October 1993, to 9,300 animals. Seventy-three vessels were allocated individual DMLs of 127 animals each. Two of those vessels later relinquished their DMLs. Also, two ves-

sels were issued second-semester DMLs of 63 animals each. The total mortality of dolphins in 1994 caused by the fishery was 4,095 animals, considerably less than the revised overall DML of 9,300 animals. As in the previous year, the low mortality levels achieved by the fleet prompted IATTC and inter-governmental meetings in late 1994 at which it was agreed that the overall DML for 1995 would be reduced from 12,000 to 9,300 animals.

International Review Panel

The International Review Panel (IRP) held its fifth, sixth, and seventh meetings in 1994. The fifth meeting was held in Ensenada, Mexico, on January 26–27, the sixth meeting in Cumaná, Venezuela, on June 4–6, and the seventh meeting in La Jolla, California, on October 17–19.

The IRP follows a general procedure for reporting the compliance by vessels with laws and regulations established for minimizing the mortalities of dolphins during fishing operations to the governments concerned. The observers who accompany the vessels on their fishing trips prepare summaries of information pertinent to dolphin mortalities, and these are sent to the governments having jurisdiction of the vessels by the Secretariat of the IRP (IATTC staff members) soon after the fishing trips are completed. The IRP reviews the observer data for all completed trips at its meetings, and after each meeting reports of possible infractions are sent to the governments of the nations which have jurisdiction of the vessels in question. The governments report back to the IRP on actions taken regarding infractions. The IRP then informs the other governments of compliance and non-compliance by means of an annual report presented to the governments at the next IATTC meeting.

In addition to reviewing completed trip data at each meeting, the IRP made decisions and took action on a number of issues, including the following:

1. Eighty-one vessels were issued DMLs of 114 animals each for 1995.
2. It was agreed that the names of captains suspended by any country participating in the program will be provided to the other participating countries.
3. It was agreed that the observers will be allowed access to certain vessel equipment and work areas to confirm the presence and operation of that equipment, and to facilitate their data collection duties.
4. It was agreed that, to improve the performance of vessels and captains, the IATTC staff will notify the managers of vessels which have exceeded 25, 50, or 75 percent of their dolphin mortality limits (DMLs) by the end of the first, second, or third quarters, respectively, that they are in danger of exceeding their annual DMLs.
5. It was agreed that an observer from the IATTC or a national program will not be placed on a non-DML vessel for its first fishing trip of the year if the vessel has not paid its observer program assessment fees. (Vessels with DMLs are required to pay the assessment fee upon allocation of the DML.)
6. A standardized certification system for captains was approved for consideration at the next meeting of the governments party to the Agreement for the Conservation of Dolphins.
7. Recommendations for the collection of observer program fees, including raising the fee from US\$10 to US\$12 per short ton of carrying capacity, were approved for consideration at the next meeting of the governments party to the Agreement for the Conservation of Dolphins.
8. A policy on the disposition of DMLs for vessels which have been lost was approved for consideration at the next meeting of the governments party to the Agreement for the Conservation of Dolphins.
9. Procedures for dealing with "special problem sets" (sets during which, due to problems with wind, currents, etc., there are high mortalities of dolphins) that occur in 1994 were approved for consideration at the next meeting of the governments party to the Agreement for the Conservation of Dolphins.

Scientific Advisory Board

Due to lack of funds, there were no meetings of the Scientific Advisory Board during 1994.

STATUS OF THE TUNA AND SWORDFISH STOCKS IN 1994 AND OUTLOOK FOR 1995

The convention establishing the Inter-American Tropical Tuna Commission states that its principal duties are to study the biology of the tunas and related species of the eastern Pacific Ocean (EPO) to determine the effects that fishing and natural factors have on their abundance and, based on these studies, to recommend appropriate conservation measures so that the stocks of fish can be maintained at levels which will allow maximum catches on a sustained basis. To fulfill this responsibility, a broad program of research involving biological and oceanographic studies and the acquisition and interpretation of detailed statistics of catch and effort of vessels fishing in the EPO is carried out by the Commission's staff. In keeping with these responsibilities, background papers are prepared to inform the Commissioners of the staff's current assessment of the status of the tuna resources of the EPO. The information in these background papers is reprinted in this Annual Report, with minor changes, to make it available to the general public.

YELLOWFIN TUNA

The world catches of yellowfin have exceeded those of all other species of tuna except skipjack for many years (Table 5). Yellowfin is the most important species taken by the surface fishery for tunas in the EPO. During the 1970–1974 period, the percentage contributions of the various ocean areas to the world catches of yellowfin were as follows: EPO, 40 to 48; western Pacific, 16 to 24; Atlantic, 24 to 29; Indian, 6 to 13 (Figure 42). The equivalent percentages for the 1989–1993 period were: EPO, 22 to 30; western Pacific, 36 to 41; Atlantic, 12 to 16; Indian, 17 to 26. It is evident that, although the catches of yellowfin in the EPO have increased substantially since 1970, the percentage increases in the catches in the western Pacific Ocean and the Indian Ocean have been even greater, so the EPO is now a relatively less important source of yellowfin than it was during the early 1970s.

Indices of abundance

It is necessary, when assessing the condition of a stock of fish which is exploited by a fishery, to have estimates of its abundance or, if that is not possible, estimates of its relative abundance. In general, it is not possible to estimate the size of a stock of fish, such as the yellowfin tuna in the EPO. However, it is possible to assess the effects that fishing has on the stock from estimates of its relative abundance. More specifically, it is necessary to calculate a series of estimates of the relative abundance of the stock for the period of interest. The IATTC staff uses three relatively independent methods to obtain indices of abundance of yellowfin.

The first method, which was first described in the IATTC Annual Report for 1972, requires that the fish which are caught be assigned to cohorts. (A cohort consists of all the fish recruited to the fishery at the same time, such as the X73 cohort, which reached a length of 30 cm (12 inches) in about November of that year, first entered the fishery in small numbers during the first half of 1974, and contributed to it significantly for the first time during the second half of that year, and those of the Y73 cohort, which reached a length of 30 cm in about May of 1973, first entered the fishery in small numbers during the second half of that year, and contributed to it significantly for the first time during the first half of 1974.) The IATTC staff estimates the monthly catches of fish of the X and Y cohorts, in numbers of fish, throughout their life spans (not more than seven years). Accordingly, there are fish of up to 14 different cohorts in the catch during a month. These data are used in co-

hort analyses (sometimes called virtual population analyses), which are discussed in detail in the subsection entitled ***Age-structured models***. This method is used to produce two indices of abundance, one for the total stock of fish recruited into the fishery (*i.e.* all fish which are equal to or greater than 30 cm in length) and the other for the larger fish (fish which have been in the fishery more than 17 months) only. These are shown in Figure 43. If the estimates of two other parameters which are used to carry out the cohort analyses, the assumed rates of natural mortality and the "initiating" rates of fishing mortality, are correct, or nearly so, the estimates obtained from these analyses will be close to the actual biomasses of the stock. It is not possible, however, to obtain accurate estimates of the natural mortality rates of tunas with the techniques presently available, so the indices of abundance derived from cohort analyses cannot be considered as accurate estimates of the biomasses of the stock.

The second method, which was developed during the 1950s (IATTC Bull., 1 (2) and 2 (6)) and later modified to a more general form (IATTC Bull., 13 (3)), involves analysis of estimates of the catch per day of fishing (CPDF) by a hypothetical standard boat for a series of years. This method is discussed in detail in the subsection entitled ***Production models***. The annual trend for this index is shown in Figure 44, together with the index for the larger fish obtained from the cohort analyses (adjusted so that its mean is the same as that for the CPDF).

The third index is similar to the CPDF index, except that it is based on the amount of time that the boat spends searching for fish, *i.e.* the days of fishing minus the hours spent making sets. It has been further refined by adjusting the searching times for factors, such as the speed of the boat, which have been found to influence the efficiency of searching. This method, which was first used for yellowfin in the EPO in 1984, is discussed in IATTC Bulletins, Vol. 18, No. 4, and Vol. 19, No. 3. The annual trend for this index is shown in Figure 45, together with the total index obtained from the cohort analyses (adjusted so that its mean is the same as that for the searching method).

Stock assessment

Age-structured models

Age-structured models make use of data on recruitment and on the average rates of growth and mortality of individual fish. Estimates of these parameters are obtained from analyses of length-frequency and otolith data from the fish in the catches, supplemented by tag return data and other data of various types. The IATTC staff has collected data on the size composition of the fish in the catches of yellowfin in the EPO since 1954, and in addition has had access to the corresponding data collected during 1951–1954 by the California Department of Fish and Game. The otoliths were collected during 1977–1979, and the analyses were carried out during the early 1980s. Tagging was conducted principally from 1955 to 1981, and analyses of these data are still in progress.

Cohort analyses

Cohort analyses performed by the IATTC staff have produced information concerning the relative abundance, mortality, and recruitment of fish of individual cohorts which has been highly useful for stock assessment. As a first step, the fish in the catch must be assigned to cohorts. Then estimates are made of the numbers of fish of each cohort at the time of recruitment and at various intervals thereafter and of the numbers which are caught and which die during each interval. The information needed for these calculations includes the numbers and average weights of fish of each cohort in the catch, an estimate of the natural mortality rate (or estimates of a series of rates if the natural mortality is not constant for the fish of different ages), and an estimate of the fishing mortality rate for at least one catch interval for each cohort. These are called the "initiating" rates of fishing mortality. All of these estimates are obtained from analyses of catch statistics and length-frequency,

weight-length, and sex-ratio data. The results of these analyses are not as accurate as desired because, although fish of different cohorts can be easily distinguished from one another when they are young, this becomes increasingly difficult as they grow older, so older fish are probably often assigned to the wrong cohorts. Thus not only are the estimates of the catches of fish of each cohort less accurate than desired, but the estimates of the mortality rates are somewhat crude. Specifically, an estimate of 0.8 for the annual coefficient of natural mortality (M) is used for all ages of males. For females, M is assumed to be 0.8 for the first 30 months in the fishery and then to increase linearly to about 4.8 at 80 months. (In practice, it varies somewhat among cohorts.) Also, the catchability of the fish varies according to age, area, season, weather, oceanographic conditions, and other circumstances, the growth rates vary, and the times of recruitment vary. All of these introduce "noise," and possibly bias as well, into the calculations.

The estimated average populations of fish of the various cohorts, in numbers of fish, are shown in Table 17. For the X68 cohort, for example, there was an average of 26,154,000 0-year-olds during the last quarter of 1968, and the population of that cohort during the first, second, third, and fourth quarters of 1969 averaged 21.41, 17.43, 13.89, and 10.52 million fish, respectively (1969 rows, I column). In 1970 the average populations of 2-year-olds of that cohort during the first through fourth quarters were 7.22, 4.51, 3.45, and 2.65 million fish, respectively (1970 rows, II column), and so on. The average numbers of 0-, 1-, 2-, 3-, 4-, 5-, and 6-year-olds of the seven X cohorts (1968, 1967, 1966, 1965, 1964, 1963, and 1962) during the last quarter of 1968 were 26.15, 14.66, 2.41, 0.97, 0.27, 0.08, and 0.06 million, respectively (1968, last row). The table is read the same way for the Y cohorts as for the X cohorts, except that the Y cohort first appears during the second quarter of the year.

Estimates of the numbers of recruits for each cohort for 1967–1994 are listed in Table 18. The estimates for 1994 are preliminary and subject to change, however. This is because the recruits have been exposed to the fishery for less than one year, and if their vulnerability to capture was above or below average the recruitment would have been over- or underestimated. The same is true, to a lesser extent, for the estimates for 1992 and 1993. The averages of the initial recruitments (Columns 2-4) are 35 million for the X cohort and 42 million for the Y cohort; the averages of the average populations during the month of recruitment (Columns 5-7) are 34 million for the X cohort and 41 million for the Y cohort. The variability (ratio of the largest to the smallest estimate) among years for the initial recruitment is nearly the same for the X cohort (3.17) and the Y cohort (3.06), and that for the combined data (2.71) indicates an inverse relationship (not necessarily significant) for the two cohorts. The recruitment has been variable, but the average for 1977–1994 (84.9 million) has exceeded that for 1967–1976 (64.6 million). There appears to have been an upward trend in recruitment over the last 20 years or so, the initial recruitment averaging about 66, 76, and 89 million fish during the 1967–1975, 1976–1984, and 1985–1994 periods, respectively (Figure 46). It could be argued, however, that this is due to chance variation, especially for the 1973–1994 period, when the initial recruitment has averaged about 83 million fish.

The numbers of fish in Table 17 were converted to weights, using data on the average weights of fish of different sizes (Table 19) to calculate the estimated average annual biomasses (total weight averaged over four quarters) for each cohort. Different initiating rates of fishing mortality were estimated for the months during which different cohorts were last exploited, depending on fluctuations in effort from season to season. In addition, for purposes of comparison, calculations were made for all cohorts with initiating rates greater and less than those considered to be the best estimates. Considerable adjustment of these initiating rates was done to obtain better comparisons of the annual average estimates of the biomasses of the cohorts (Figure 43) to the other estimated trends in abundance (Figures 44 and 45). The estimates of the biomasses, by age group, in Figure 47 were calculated, using the

monthly values for the 14 cohorts. It is easy to see the relative strengths of the various cohorts from this figure. For example, the recruitment of X84 and Y84 cohorts combined was about average (Table 18) and their biomass (Figure 47, cross-hatched) was greatest at age 2. These cohorts were not fished heavily until 1987, when they were 2 years old (Figure 48). The initial recruitment of the X72 and Y72 cohorts combined (Figure 47, diagonal lines), on the other hand, was below average (Table 18), and after the Y-cohort fish were fished heavily as age-1 fish in 1973 (Figure 48) their biomass was relatively low (Figure 47) in the succeeding years.

In Figure 43 are shown the average annual biomass estimates for 1967 through 1994 for all fish equal to or greater than 30 cm in length and for "large fish" (all fish which had been in the fishery more than 17 months). During 1967–1971 the total biomass averaged about 473 thousand short tons. This was comprised of a large proportion of older fish resulting from recruitment during 1965–1967 which were exploited lightly as young fish. Below-average recruitment, coupled with increasing exploitation rates during 1969–1972, resulted in a decline in the biomass of the older fish from 1969 to 1973. The abundance of smaller fish increased in 1974 as a result of an extremely large 1973 year class (Tables 17 and 18). That year class accounted for most of the increase in total biomass in 1975 and biomass of large fish in 1975 and 1976. The greatest catch of yellowfin in the history of the fishery prior to 1985 was made during 1976 (Table 20). Below-average recruitment during 1975 and 1976, coupled with heavy exploitation of young fish from 1973 to 1982, resulted in the total and larger-fish biomasses decreasing until 1982, when they reached the lowest levels observed in recent history. Although the 1977 recruitment was well above average, exceeded only by those of 1973 and 1987, so many of these fish (and those of the 1978 recruitment) were captured as 1- and 2-year-olds (Figure 48) that they did not contribute heavily to the fishery in 1981 or 1982. The recruitment was below average from 1979 through 1982, about average from 1983 through 1985, above average from 1986 through 1991, below average in 1992 and 1993, and slightly above average in 1994. The total biomass increased in 1983, due primarily to lesser fishing effort, and increased greatly in 1984 and 1985, due to increased recruitment and reduced fishing on young fish. It remained high until 1988, but declined after that. The biomass of large fish declined after 1989, although there was a small recovery in 1992 and 1993.

The annual catches of fish of the X and Y cohorts, and of both cohorts combined, during 1970–1994 are shown in Figures 48 and 49. In Figure 48 each panel contains the catches of fish of the same cohort in different years, whereas in Figure 49 each panel contains the catches of fish of different cohorts in the same year.

Comparison of Figures 47 (annual estimates of the biomass of the X and Y cohorts), 43 (annual estimates of the total biomass and the biomass of large fish), and 49 (catches during each year by age) reveals the changes which have taken place in the age composition of the population and the catch. During the 1970s, when the fishing effort was high, fewer and fewer individuals survived to reach the larger sizes. The fishing effort was reduced in 1982, 1983, and 1984, which permitted many fish which would have been caught while young to grow larger. The total contributions of the combined X and Y cohorts from 1967 through 1990 (Figure 48) ranged from 148 thousand tons for the 1976 cohort to 410 thousand tons for that of 1987, with an average for the 24 groups of 237 thousand tons. If the Y73 cohort had not been fished so heavily during its first year the catches for that cohort would have been even greater. Division of these cohort catches by the corresponding initial estimates of recruitment (Table 18) gives yield-per-recruit (YPR) estimates for each cohort (Figure 50) which varied from 3.8 to 7.6 pounds, (1.7 to 3.4 kg). The low YPR for the X67 cohort was the result of low fishing effort, rather than large catches of small fish. The initial recruitment for 1967 through 1989 varied from 49 million to 133 million fish (Table 18), averaging 78 million fish, producing an average YPR of 6.1 pounds (2.8 kg).

Yield-per-recruit analyses

In addition to cohort analyses, YPR analyses have been used by the IATTC staff. When the fish of a cohort are young the total weight increases because the growth in weight of the individual fish is rapid, while the losses to the cohort due to natural mortality are moderate. Later, as the fish grow older, their growth rate becomes slower, while the natural mortality continues to be about the same or increases. Thus the losses to the total weight due to natural mortality at that time are greater than the gains due to growth, and there is a net loss to the total weight. Eventually the cohort disappears. The ideal way to obtain the maximum yield in weight from a cohort of fish (assuming, for this discussion, that this is the object of management) would be to harvest each fish just before it died a natural death. This is not possible, of course. The next-best alternative would be to harvest all the survivors at the age or size at which the loss to the total weight by natural mortality exactly balances the gain to it by growth (the "critical age" or "critical size"). This is possible for some animals, such as oysters or clams which are exposed at low tide and can be easily harvested at that time. When the manager of a bed of oysters or clams surveys it at frequent intervals and removes the individuals which have reached the critical size he is exerting an infinite amount of fishing effort on the animals which have reached that size. It is obvious that this alternative is not practical for most species of fish.

Intuitively, it seems that if the second alternative is not possible harvesting should begin on fish which have not yet reached the critical size. This is the third alternative, and the only practical one for most species of fish. It is assumed, for the moment, that the size at entry (*i.e.* the size of the smallest fish caught) can be efficiently controlled. If the fishing effort is high a size at entry only slightly less than the critical size would be selected, most of the fish caught would be close to the critical size and age, and the yield would be almost as great as under the second alternative. If the fishing effort is lower a size at entry considerably below the critical size would be selected, the fish caught would exhibit a wider range of sizes and ages, and the yield would be considerably less than it would under the second alternative (but still the maximum possible without increasing the effort).

It may not be possible, however, to control efficiently the size at entry. If so, the only way to manage the fishery is to control the catch or the effort. If the size at entry is greater than the critical size unlimited catch or effort can be permitted, but if the size at entry is less than the critical size restriction of the catch or the effort may increase the yield.

So far it has not been mentioned that at least some of the individuals of a cohort must be allowed to spawn at least once before they are harvested. This matter will be discussed in the subsection entitled *Spawner-recruit models*.

Also, it has not been mentioned that the growth of the individual fish may be slower, or the natural mortality may be greater, when a population of fish is dense than when it is less dense. Accordingly, the loss due to harvesting of some fish at less than the critical size may be at least partially compensated for by faster growth and/or lesser natural mortality of the remaining fish. In addition, if the growth or natural mortality rates are affected by population density the critical size and age will vary according to population density. This is another complication not taken into account in the YPR model as described here, but it is automatically compensated for in production models, which will be discussed later.

Proceeding now to yellowfin in the EPO, the estimates of growth and natural mortality obtained by the IATTC staff are not as reliable as desired, but the critical size is estimated to be roughly 116 cm (70 pounds or 32 kg). Most fish caught by the baitboat fishery are considerably smaller than this. When most of the tuna fleet converted from bait to purse-seine fishing in the late 1950s and early 1960s, the average size of the fish in the catch increased, many of them being approximately equal to or greater

than the critical size. The average annual catch of yellowfin by surface gear increased considerably during the period after the conversion to purse seining, averaging about 105 thousand tons for 1961–1970, as compared to about 84 thousand tons for 1951–1960. The offshore expansion of the fishery during the mid- and late 1960s was an important factor in these greater catches, but the increase in the average size of the fish caught was also partially responsible for the increased catches.

The objective of management specified by the IATTC convention is to obtain the average maximum sustainable yield (AMSY). Actually, as discussed in the first paragraph of this subsection, it is not possible to realize the AMSY except with an infinite amount of fishing effort and complete control of the size at which the fish are harvested. However, management in accordance with the results of YPR modelling will provide yields which approach the AMSY, provided recruitment is independent of the number of spawners. (The relationship between recruitment and spawning will be discussed below in the subsection entitled *Spawner-recruit models*.) The estimated YPRs produced by different combinations of size at entry and fishing effort for two different time periods are shown in Figure 51. (Fishing effort will be discussed in more detail in the subsection entitled *Production models*.) Various combinations of fishing effort and size at entry give various YPRs, which are indicated by the curved lines. The calculations are based upon the growth-in-weight data shown in Table 19, coefficients of fishing mortality obtained from estimating the biomass as described in the subsection entitled *Cohort analyses*, and estimates of the coefficients of natural mortality given in that subsection. During the 1978–1982 period the fishing effort was directed more or less equally at small, medium, and large fish, whereas during the 1989–1992 period the effort was directed most at large fish and least at small ones. The effects of this shift can be seen in the age-frequency histograms for the catch in Figure 49. With an infinite amount of effort the optimum size at entry would be 70 pounds (32 kg), the critical size, and the YPR would be 9.3 pounds (4.2 kg). The sizes at entry which would produce the maximum YPRs for various multiples of fishing effort are shown in Figure 51 as dashed curves. For the 1978–1982 case, it can be seen in the upper panel of Figure 51 that if the size at entry were increased to about 42 pounds (19 kg) and the effort increased from 33 thousand days (the 1978–1982 level) to about 46 thousand days, the YPR would increase from about 5.0 pounds (2.3 kg) to about 8.0 pounds (3.6 kg). For the 1989–1992 case (Figure 51, lower panel), changing the size at entry to about 42 pounds (19 kg) and increasing the effort from 21 thousand days (the 1989–1992 level) to about 46 thousand days would increase the YPR from about 6.5 pounds (2.9 kg) to about 8.5 pounds (3.9 kg).

The above description contains the implicit assumption that alteration of the size at entry does not change the areal distribution of the fishing effort. This assumption would be justified if the fishery operated as follows. At first, when the size at entry was low, the vessels would search for schools of fish, finding some containing small fish and some containing large fish, and setting on both. Later, when the size at entry was increased, the vessels would search in the same manner as before, but would set only on the schools containing large fish. Hence the effort directed toward large fish would be the same in the second period as in the first. However, it is likely that if for any reason the size at entry for yellowfin were increased there would be a tendency for the fishermen to search less in the area-time strata containing mostly small fish and more in those containing mostly large fish, so the fishing effort on the large fish would probably increase. In general, this would tend to increase the YPR more than indicated in Figure 51. It appears that this has happened in recent years.

The total yield is the product of the estimates of the YPR and recruitment. For example, the YPR for the 1978–1982 period (determined from the lower edge of the upper panel of Figure 51), with fishing effort of 33 thousand Class-6 days, is about 5.0 pounds (2.3 kg). For the 1989–1992 period, with fishing effort of about 21 thousand days, the YPR is about 6.5 pounds (2.9 kg). From the cohort analyses it was determined

that the annual average YPR was 6.0 pounds (2.7 kg) for 1967–1994 (Figure 52). The yields obtainable with these YPRs and an initial recruitment of 85 million fish, the average for 1977–1994, are as follows:

Period	YPR (pounds)	Recruitment (millions of fish)	Yield (thousands of tons)
1978–1982	4.8	85	204
1989–1993	7.0	85	298
1967–1994	6.0	85	255

The yield with the size-specific fishing mortality pattern of 1989–1993 is 46 percent greater than that with the pattern of 1978–1982. It was pointed out in Annual Reports of the IATTC for previous years that a shift of fishing effort from smaller to larger fish would increase the YPRs and catches. Such a shift did occur, and this resulted in increased catches during 1985, 1986, and 1987. The fishery took more smaller fish in 1988, however, due to especially high recruitment during 1987, and then returned to catching larger fish during the 1989–1994 period (Figure 53). As can be seen in Figure 52, the YPR decreased to slightly more than 6 pounds in 1988, and then averaged more than 6.9 pounds during the 1989–1994 period. Since 1974 the YPR within a year (Figure 52) has been highly correlated (Figure 54) with the average weight caught within that year (Figure 53). When a cohort is lightly fished, as was the case for the X67 cohort, the curve in Figure 54 will not give an accurate prediction of the YPR.

Spawner-recruit models

At least some of the individuals of a cohort must be allowed to spawn at least once before they are harvested. If spawning occurs well before the fish reach the critical size there is probably no danger from this standpoint, but if spawning does not occur until after the fish have reached the critical size, and the fishing effort is high, there is a possibility that the number of spawners would be so reduced that the recruitment in subsequent years would be reduced. Therefore a fishing strategy designed to produce the maximum YPR will not necessarily produce the maximum yield. If the fishing pattern has an impact on the future recruitment, the maximum yield can be obtained by controlling the fishing to optimize the cohort size and YPR simultaneously. (It should not be assumed, however, that a modest reduction in spawners would reduce the recruitment in subsequent years, as this does not appear to be the case for yellowfin tuna within the range of abundance of spawners observed (Figure 55).)

Production models

Production models, in contrast to age-structured models, make use of data on the population as a whole, rather than on individual fish. When a population of fish has not been exposed recently to a fishery it is at the maximum size that the environment permits. Lack of food, lack of suitable living space, presence of predators, *etc.*, prevent the population from growing beyond that maximum. When, over the long run, gains to the population by recruitment and growth are balanced by losses due to natural mortality the population is said to be in equilibrium. There may be years of especially favorable environmental conditions when the population is greater than average and years of especially poor environmental conditions when the population is less than average, but these can often be ignored when looking at long-term trends.

If one or more fishing boats began to fish on the population the catch per unit of effort (catch per day of searching, for example), which is assumed to be proportional to the size of the population, would initially be relatively high, as the population would be at its maximum. The gains to the population would still be due to recruitment and growth, but the losses to the population would be due not

only to natural mortality, but also to fishing mortality. Thus the population would be reduced. In response to the reduction in population the rates of recruitment, growth, and/or natural mortality would change, the gains from the first two exceeding the losses from the third. If the boats stopped fishing this net gain would cause the population to increase gradually to its original size. As the population approached that size the rates of recruitment, growth, and/or natural mortality would gradually approach their previous levels until they were the same as before the fishery began. The population would thus be restored to equilibrium at its maximum size. If the boats continued to fish at the same rate, however, the population would eventually come into equilibrium with different rates of recruitment, growth, and/or natural mortality and a population size which was less than the original population size. The catch per unit of effort (CPUE) would still be proportional to the population size. If there were only a few boats the population size would be only slightly reduced and the CPUE would be relatively high, but if there were many boats the population would be considerably reduced and the CPUE would be much lower.

The total catch would be the product of the CPUE and the total effort. If the fishing effort were relatively low, modest increases in effort would more than offset the corresponding decreases in CPUE, resulting in greater catches, but at greater levels of effort such would not be the case. At some intermediate level of effort the product would be at its maximum. If the objective of management is to obtain the average maximum sustainable yield (AMSY) of fish (which is the objective stated in the IATTC's convention) the fishing effort should be maintained at that level. If the object is maximum profit the effort should be somewhat less (assuming that the price remains constant), and if the object is maximum employment of fishermen the effort should be somewhat greater. If the effort is less than whatever optimum is selected, the population is said to be underfished, and if the effort is greater than that optimum, the population is said to be overfished.

It is easiest to consider the interrelationships of effort, catch, and CPUE at equilibrium conditions, but it must be recognized that such conditions rarely exist. For example, if the population is at equilibrium near its maximum and the effort is suddenly increased the CPUE will gradually decrease for a period before a new equilibrium point with a lesser CPUE is reached. The catches will be greater during the period of transition than at the new point of equilibrium. Likewise, if the population is at equilibrium at a low level and the effort is suddenly decreased the CPUE will gradually increase for a period before a new equilibrium point is reached with a greater CPUE. The catches will be less during the period of transition than at the new point of equilibrium.

It is appropriate at this point to examine the applicability and usefulness of production models for the yellowfin resource of the EPO. The previous discussion has dealt with "a population of fish." Production models are not applicable unless the amount of interchange between the fish in the area of study and adjacent areas is relatively low. The extent of interchange of yellowfin between the Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA) and the area outside the CYRA (Figure 56) has been studied, and the results have been discussed in Annual Reports of the IATTC for previous years. Prior to 1990, production modelling was done only for the CYRA, but, as mentioned on page 48 of the IATTC Annual Report for 1989, the staff has decided to carry out analyses based on the assumption that the catches made in the EPO (east of 150°W) come from a single stock. Limited data indicate that the mixing of fish between the EPO and the area to the west of 150°W is not extensive.

The applicability of production models can be assessed only if (1) there are catch, effort, and CPUE data available for a wide range of levels of fishing effort, preferably including periods of both underfishing and overfishing, and (2) the perturbations caused by fluctuations in environmental conditions are not so great as to mask the changes in apparent abundance caused by fluctuations in fishing effort. It will be seen below that data are available for a wide range of levels of fishing effort. The effects of environmental conditions have been studied and reviewed in Annual Reports of the IATTC

for previous years. As far as could be determined, these effects usually balanced out over fairly short periods of time, so it was decided that they could be ignored without invalidating the use of the model.

Effort has been mentioned, but so far no mention has been made of the fact that there are different kinds of effort, *i.e.*, baitboat, purse-seine, and longline effort, and effort by different sizes of vessels. In most cases the different kinds of effort data cannot simply be combined to obtain a value of the total effort. There are two alternatives. First, the data for only one type of gear, ordinarily the most prevalent one, can be considered. This will be called the standard type. The total catch by all types of gear, divided by the CPUE for the standard type, provides an estimate for the total effort in units of the standard type. Second, the efficiency of each type of gear relative to that of the standard type can be estimated, and the standardized effort for each type can then be obtained by adjusting the raw effort data by the proper factors. Then the raw effort data for the standard type of gear and the standardized effort data for the other types can be summed to obtain the total standardized effort. The IATTC staff has used the first alternative and various combinations of the first and second alternatives. Unstandardized and standardized effort have been measured in days of fishing and standardized days of fishing, respectively, and the corresponding CPUEs have been referred to as catch per day's fishing (CPDF) and catch per standardized day's fishing (CPSDF). In this subsection only effort estimated by dividing the total yellowfin catch by the yellowfin CPDF of unregulated Class-6 purse seiners (greater than 400 tons capacity) is used except in the searching-time model (Figure 45), which will be discussed in the next paragraph.

The CPDF values for 1967–1994 are shown in Figure 44. In Figure 45 is shown an index of abundance for 1970–1994 based on the searching-time model, which is similar to the CPDF model. Indices of the abundance of yellowfin derived from the cohort analyses described previously are also shown in Figures 44 and 45. The trends for all three indices are similar, although the total cohort index is more like the searching-time index and the cohort index for large fish is more like the CPDF index. Two of the indices show the population increasing from 1982 to 1986, one shows it increasing from 1982 to 1985, and one shows it increasing from 1983 to 1986. The total cohort biomass index shows a peak in 1988, followed by a decline. The other three indices remained nearly level from 1987 to 1993. All four indices declined between 1993 and 1994.

The CPDF data shown in Table 20 and Figure 44 indicate that the abundance of yellowfin in 1986 was the greatest for any year of the 1967–1986 period, and that since then it has stabilized at a level slightly less than that of 1986. The increase was expected, due to the low catches in 1982, 1983, and 1984 which permitted the population to increase, and the decline from 1986 to 1987 was also expected, due to the large catches during 1986 and 1987. The CPDFs for 1985–1994 have been even greater than what would have been expected from the results of an analysis based on data for 1967 to 1983, however. This was probably caused by (1) above-average recruitment, (2) the fact that, due to the lesser demand for skipjack and small yellowfin, less of the effort was expended in areas where these are most abundant, and (3) the greater average size of yellowfin taken, which resulted in a greater YPR. With reference to point (2), it should be noted that the searching-time model (Figure 45) includes an adjustment for the effect of fishing in areas where skipjack occur.

The symmetrical production model, described below, was first applied (IATTC Bull., 2 (6)) with baitboat catch, effort, and CPUE data for the inshore area (Figure 56) for the 1934–1955 period, which included a wide range of effort on the underfishing side of the curve. Those data indicated that, within the ranges of fishing effort for which information was available, the population conformed to the model. In 1960 and 1961, for the first time, the effort was greater than optimum, and the population responded in the ensuing years with lower CPUEs and catches, which gave further indication that the model was applicable.

Prior to the mid-1960s the fishery was pursued only in the inshore portion of the EPO and in the vicinity of a few offshore islands and banks. During the mid- and late 1960s, however, the fishing fleet began to increase in size and extended its operations much further offshore. The inshore, offshore, and far offshore areas are termed Areas A1, A2, and A3, respectively, in Figure 56. If the interchange of fish among these three areas were instantaneous the AMSY of the three areas combined would be the same as that of Area A1 alone, and if there were no interchange the AMSY of the three areas combined would be the sum of the individual AMSYs of the three areas. Studies have shown that there is relatively slow interchange of fish among the three areas, so the AMSY for A1, A2, and A3 combined is greater than that for Area A1, but less than the sum of the individual AMSYs for A1, A2, and A3. These studies have been described in more detail in Annual Reports of the IATTC for previous years.

As mentioned previously, data which encompass a wide range of effort are required to establish the AMSY and the corresponding effort and CPUE values. In 1968, after it had become apparent that the estimate of the AMSY calculated for Area A1 was not applicable to the entire CYRA, the Commissioners authorized the staff to undertake an experimental management program so that an estimate of the AMSY for the CYRA could be obtained as quickly as possible. This was necessary because the effort had been relatively constant during the few years since the offshore expansion of the fishery had begun. When levels of effort in excess of optimum were reached the catch would be reduced, or at least would fail to increase. Then the effort could be reduced to increase the catch eventually (assuming that it had previously been reduced), and so on, until a sufficiently good estimate of the AMSY was obtained. This takes quite a bit of time, however, due to the fact that the population does not respond instantly to changes in the fishing effort, and also because perturbations caused by environmental factors tend to make interpretation of the results more difficult. The experimental management program remained in effect through 1979.

Regression techniques are used to obtain estimates of the parameters in the production models, using observed catch and effort data for a number of years. One of these parameters is an estimate of the population biomass at the beginning of the first year. The population biomass at the beginning of the second year is estimated by using the model, the catch in the first year, and the other parameter estimates. This process is continued sequentially for the remaining years. Estimates of the average population biomass for each year are obtained similarly.

With production models, it is important to remember that the growth (positive or negative) of a population is determined by three factors, growth (due to growth of individual fish and to recruitment), natural loss, and catch. In any given year the catch is fixed, so whether the population increases or decreases is determined by its size at the beginning of the year. If, for any reason, natural factors cause the population to decrease more than expected from the model, the expected value for the beginning of the next year will be greater than the actual value. This overestimation will continue until, for some reason, the population grows more rapidly than expected from the model. The opposite would be the case if the population at first grows more rapidly than expected from the model. There is a fundamental difference between underestimation and overestimation, however. When the population growth is less than expected the catches will be reduced and the model will estimate changes which are less than the real changes. The catches will continue to be less than expected, but a catastrophic outcome will not be forecast. When the population is greater than expected the catches will be greater than expected, and the model will estimate declines in the population which are greater than the actual changes. If large catches occur in several successive years the model may forecast a complete collapse of the population even when it is at a safe level. This phenomenon is the result of the sequential process employed by the IATTC staff, and it probably manifested itself during the 1984–1991 period.

In the years previous to 1987 the estimation had been done without adjustments to compensate for the sequential nature of the estimation process, but by then, as explained in the preceding paragraph,

it seemed necessary to make some sort of adjustment. The adjustment used to obtain the 1987 estimates was accomplished by interrupting the sequence of population estimates at 1985, and re-estimating the biomass by dividing the observed CPDF for 1985 by the estimate of the coefficient of catchability. This seemed like a reasonable adjustment, given that all four estimators shown in Figures 43, 44, and 45 were high for 1985. The new procedure had minimal impacts on the estimates of the parameters, but a great impact on the estimate of the 1987 population size. In recent years two fits have been estimated, one for the 1968–1983 period and another for the period from 1984 to the most recent year for which data are available.

Two analyses for the CYRA based on production models were discussed in the IATTC Annual Reports for 1986, 1987, and 1988. One of these employed the logistic or symmetrical model, for which it is assumed that the equilibrium relationship between catch and CPDF is linear. The other employed the general stock production model, for which the equilibrium relationship between catch and CPDF need not be linear. For both of these only the effort data, estimated by dividing the total catch by the CPDF for Class-6 vessels, were used. For both of the fits the coefficient of catchability, q , was set equal to 0.000039, the estimate obtained previously with data for 1968–1982, implying that the catchability of the fish of the various ages has not changed with time. The data for these two curves are as follows:

Fit	m	q	Maximum sustainable yield (CYRA) in thousands of tons	Sum of squares ($\times 10^{-9}$)
1	2.0	0.000039	174	2.224
2	0.8	0.000039	178	3.330

m is a parameter which controls the shape of the curve; 2 makes it symmetrical, values less than 2 make it skewed to the right, and values greater than 2 make it skewed to the left. The sum of squares is a measure of the goodness of fit of the points to the curve, lower values of the sum of squares indicating better fits and *vice versa*.

Based on production model analyses employing data for 1968–1985, it was stated in the IATTC Annual Report for 1985 that to bring the CYRA stock to its optimum size the catch in the CYRA in 1986 should not exceed 224 thousand tons. However, because some estimates indicated a lesser amount than this, the 1986 maximum quota for the CYRA was set at 205 thousand tons. The catch in the CYRA in 1986 was 253 thousand tons, and yet the indices of abundance did not show a decline during 1986. It was shown previously that this unexpected increase in production was due to increased recruitment and YPR. Fluctuations in recruitment and changes in age-specific fishing mortality have always created difficulties in applying the results of production model analyses. As has already been stated, the recruitment was above average during 1983–1991, and these above-average levels of recruitment, coupled with changes in age-specific fishing mortality, make short-term reliance on production model analyses alone misleading. For example, adding the 1986 and 1987 data to the 1968–1985 data base and re-estimating the production model parameters made little change in the estimates of AMSY and optimum effort, and over the long term both the symmetrical and asymmetrical models, with the adjustment discussed above, described the average potential production from the stock fairly well. When the data for 1988 were added, however, the need for a different explanation was obvious. The catch for 1988 was so great that a population crash and extremely low CPDFs in early 1989 were expected from the model. This, obviously, did not happen.

During the three periods mentioned on page 56, the estimated initial recruitments (Figure 46), average weights (Figure 53), YPRs (Figure 52), potential yields, and annual catches for the EPO were as follows:

Period	Initial recruitment (millions of fish)	Average weight in pounds (kilograms)	YPR (pounds)	Potential yield (EPO) (1000 tons)	Observed catch (1000 tons)
1967–1975	66	24.4 (11.1)	5.5	182	184
1976–1984	76	15.3 (6.9)	5.4	205	196
1985–1994	89	26.0 (11.8)	6.9	307	294

Since the observed catches during the first two periods were about the same (although for different reasons), fitting the production models to catch and effort data for 1968–1984 can be accomplished without complications. As both the recruitment and the YPR increased during the last period, however, it has become impossible to explain the relationship between catch and effort by assuming that the population parameters remain constant. Accordingly, the data for the EPO have been fit with two different sets of parameters, one for the data for 1968–1983 and one for the data for 1984–1994 (Figures 57 and 58, top panels) The results are as follows:

Period	m	q	Maximum sustainable yield (EPO) in thousands of tons	Sum of squares ($\times 10^{-9}$)
1968–1983	2.0	0.000027	211	1.7680
1968–1983	0.8	0.000027	200	1.9000
1984–1994	2.0	0.000039	322	0.5909
1984–1994	0.8	0.000039	328	0.5872

The estimated yields for the 1984–1994 period seem too high, based on the YPR modelling, but only 11 years of data are available, and only the last 10 contribute to the fitting. It can be seen in Figures 57 and 58 that the effort has been relatively constant from 1991 through 1994 and that by 1994 the point should have fallen nearer the upper dashed line. This indicates that the stock has gone into a new level of productivity between the two dashed lines. The symmetrical model ($m = 2.0$) seems to give a better fit (Figure 57), but the asymmetrical model with $m = 0.8$ (Figure 58) gives a lesser sum of squares for the latter period. The YPR model indicates that the asymmetrical model should be more appropriate.

In the lower panels of Figures 57 and 58 the observed CPDFs are compared to the expected CPDFs computed from the model itself, using values for m of 2.0 and 0.8 and data for two different time periods. It can be seen that they have corresponded fairly well, on the average, over most of the years shown, but that they are beginning to diverge. In specific years there are wide divergences, however, particularly for $m = 0.8$. The reason for this is that the production models are essentially regression models which assume average conditions, and cannot reflect the effects of large, short-term changes in recruitment or age-specific mortality. The difference in the trend for 1993–1994, however, is most likely due to a change in the productivity of the stock.

Status of the stock during 1994 and considerations for 1995

Cohort analysis provides estimates of the number and weight of fish of each age group in the fishery at the beginning of 1995, and also provides the basis for estimating the catch in 1995, provided certain assumptions regarding the numbers of fish recruited, the fishing effort, and the age-specific fishing mortality during 1995 are fulfilled. The recruitments during 1994 and 1995 have been assumed to be about average and the fishing effort and age-specific fishing mortality during 1995 to be equal to that for 1994. It should be noted that the effort during 1991–1994 was substantially less than that during

1987–1990 (Figures 57 and 58, upper panels). The results indicate that the catch during 1995 should be slightly less than that during 1994 unless the effort increases. If the fishery reverts to catching primarily smaller fish, however, as was the case during 1978–1982 and, to a lesser extent, during 1988, the 1995 catch, with effort at the 1994 level, would be less. If the recruitment during 1994 and 1995 proves to be below or above average the 1995 catch will be less or more than expected, of course.

The YPR analyses demonstrate that the YPR, at current effort levels, would be about 23 percent greater if in the future the fleet concentrates on larger fish, as during 1989–1992, rather than on smaller fish, as during 1978–1982 (the difference, at 18,000 days, between the solid and dashed curves in Figure 59). The effort during 1989–1992 was about 21 thousand Class-6 purse-seine days per year, whereas it averaged about 33 thousand days per year during the 1978–1982 period. A reduction from 33 to 21 thousand days during the earlier period would have produced an increase of about 2 percent in the catch and about 60 percent in the CPDF. Therefore, the combination of increased YPR and decreased effort would produce an increase of about 25 percent in the YPR ($1.02 \times 1.23 = 1.25$). The YPR estimates for the two different age-specific fishing mortalities patterns are shown in Figure 59.

The effects of two different average levels of recruitment, those for 1989–1992 ("high") and 1967–1992 ("average"), combined with the average age-specific fishing mortality for 1989–1992, are shown in Figure 60. The catch, at the current level of effort, is about 30 percent greater with high recruitment than with average recruitment. The catch with high recruitment and effort at the 1989–1992 level is about 35 percent greater than the catch with average recruitment and effort at the 1978–1982 level.

The combined effects of high recruitment and age-specific fishing mortality similar to that of 1989–1992 *versus* average recruitment and age-specific fishing mortality similar to that of 1978–1982 are shown in Figure 61. In this instance the catch in the first case exceeds that for the second case by about 60 percent for effort levels between 10 thousand and 35 thousand days. About half of the increase in the estimated catch would come from increased recruitment and about half from increased YPR.

Production models for which the parameters were estimated with the 1968–1983 data indicate that the stock of yellowfin would be reduced to zero by the beginning of 1990, due to the large catches made during 1985–1989. These models allow for virtually no catch during 1990 through 1995. Obviously, these estimates are not representative of conditions in the fishery. As noted above, age-structured analyses demonstrate that major changes in age-specific fishing mortality and recruitment occurred between 1983 and 1985, and these have caused the production from the stock to be much greater than expected from the model parameters for 1968–1983. If it is assumed that the data for the most recent years represent current conditions in the fishery, and the parameters of the production model are re-estimated as described previously, the expected catches correspond much more closely to the observed catches (lower panels of Figures 57 and 58). The re-estimated parameters of the model estimate that the equilibrium catch for the EPO for 1995, with the reduced effort levels of 1992–1994, should be approximately 246 to 261 thousand tons. With this reduced level of effort, the two production models indicate that the CPDF should be between 18 and 19 tons. These values are almost certainly too high; it is more likely that the CPDF will be about 13 to 15 tons.

It is estimated that the recruitment has fluctuated by a factor of about 3, and over the observed range of data for the fishery it does not appear to be related to the stock size (Figure 55). This adds to the difficulties in making short-term forecasts with production models. If the forecasts from this model are to be improved, it is necessary to use information about the recruitment. It would be best to be able to forecast the recruitment a year or two in advance, but it is currently not possible to do this.

In summary, evaluating the effect of fishing upon the abundance and yield of yellowfin in the EPO is difficult. Using the production models alone provides tenuous results, so the staff has combined the results of three different models, cohort, YPR, and production, to arrive at what are believed to be the most reasonable conclusions. However, forecasts based on such analyses are subject to a high level

of error, so the staff is continuing to explore alternative analytical techniques to arrive at the best estimates possible of the productivity of the yellowfin stock.

The foregoing YPR analyses, as shown by the dashed curve in Figure 61, demonstrate that the current effort level (19,000 Class-6 days) is about 4 to 15 percent below the level (19,800 to 21,900 days) needed to harvest the AMSY. Also, it shows that the actual catch varies in accordance with the amount of recruitment and the age-specific fishing mortality (Figures 59–61). The equilibrium catch with the 1994 age-specific fishing mortality, a recruitment of 83 million fish (the average of 1988–1994), and 19 thousand days of effort would be about 271 thousand tons per year, but it would take several years to reach equilibrium; the catch in 1995 would be about 238 thousand tons. If the effort were increased to about 22 thousand days, the equilibrium catch would be about 269 thousand tons, but in 1995 the catch would be about 258 thousand tons. It should be noted that increasing the effort from 19 thousand to 22 thousand days would decrease the equilibrium catch by about 2 thousand tons per year, but the equilibrium CPDF would drop from about 14.3 to about 12.2 tons per day (a 15-percent decrease). If the effort were increased to 27 thousand days, the 1995 catch would be about 285 thousand tons, but the equilibrium catch would drop to about 262 thousand tons and the equilibrium CPDF to about 9.7 tons, a 32-percent decrease.

Use of current estimates of the parameters of the production model produces estimates of the stock size which are substantially above the optimum level. If such is the case, the fishery could harvest more than the AMSY, which would be about 325 thousand tons per year from the EPO, with about 275 to 285 thousand tons of that coming from the CYRA. For two reasons, however, care should be exercised in using the production model values. First, the effort level has been almost constant since 1984 and the observed values of the catches and the CPDFs have been substantially less than the predicted values (Figures 57 and 58, lower panels). (The parameters have been estimated from data for 1984 through 1994.) Under these conditions, the estimates are very imprecise. Second, recruitment appears to have been declining during recent years, and if it continues to do so, or stabilizes at the 1992–1994 level, re-estimates of the parameters of the production model will indicate that the productivity of the stock is less than previously indicated.

It is possible, as pointed out previously, that in the future the fleet will direct a greater portion of its effort toward fish not associated with dolphins. Fish caught in free-swimming schools or in association with floating objects are smaller than those caught in association with dolphins (Figure 62), so a shift in fishing modes would result in a decline in the sustainable catch of yellowfin in the EPO. This decline, which would take several years to manifest itself fully, could reduce the catches to as little as 150 to 200 thousand tons per year. (It should be noted, however, that production models have never been fitted to a series of data from the EPO which does not include fishing for tunas associated with dolphins.)

A recommendation for a quota on the catch of yellowfin would apply only to the CYRA, even though recent studies (IATTC Annual Report for 1989: 48) indicate that the fish of the CYRA and the portion of the EPO outside the CYRA probably belong to a single stock. In the portion of the EPO outside the CYRA the average size of the fish in the catch is near the critical size, and therefore optimum in terms of maximizing the YPR. Accordingly, limits on the catch are not necessary for that area. Specific recommendations for regulations were presented at the 55th Meeting of the Commission, held in June 1995.

SKIPJACK TUNA

The world catches of skipjack have exceeded those of any other species of tuna for many years (Table 5). The proportions of the world catches of the principal market species (skipjack, yellowfin,

bigeye, albacore, and northern and southern bluefin) which were skipjack were 45, 45, 51, 48, and 46 percent in 1989, 1990, 1991, 1992, and 1993, respectively. In the Pacific Ocean 47, 48, 55, 51, and 51 percent of the catches in 1989, 1990, 1991, 1992, and 1993, respectively, were skipjack. The world catches of skipjack by area are shown in Figure 63. It is apparent that the catches in the Pacific Ocean are much greater than those in the Atlantic and Indian Oceans and that the catches in the western and central Pacific are much greater than those in the eastern Pacific Ocean (EPO). The catches in the EPO, except for those of the 1975–1982 period, which were greater, have remained at about the same level during the 1961–1994 period, while those of the other areas have greatly increased.

Substantial fisheries for skipjack occur in the northeastern Pacific near Baja California, the Revillagigedo Islands, and Clipperton Island and in the southeastern Pacific near Central America, northern South America, Cocos Island-Brito Bank, and the Galapagos Islands. The area of very warm water off southern Mexico which separates the two areas is usually nearly devoid of skipjack, but in some years, such as 1956, the distribution of skipjack has been continuous from north to south. The fishery for skipjack in the EPO tends to take place closer to shore than that for yellowfin, but in recent years greater portions of the skipjack catches have been made further offshore. In the central Pacific Ocean (CPO) there are lesser fisheries for skipjack near the Hawaiian Islands and French Polynesia (the Marquesas, Tuamotu, and Society Islands). Further to the west, near Fiji, Indonesia, Japan, New Zealand, Papua New Guinea, the Philippines, the Solomon Islands, and many other islands, there are much more substantial fisheries for skipjack.

The total catches of skipjack in the EPO vary considerably from year to year (Table 1, Figure 63), and the locations at which the fish are caught also vary from year to year. During the late 1950s large catches of skipjack were made south of 5°S, and from the late 1950s to the early 1970s large catches of this species were made close to shore off Ecuador and northern Peru. During the early 1970s, however, the center of abundance of the southeastern group seemed to shift to waters off Colombia and Central America, and then during the early 1980s it seemed to shift back to Colombia and Ecuador. In 1994 substantial catches were made off Colombia, Ecuador, and Peru (Figure 5).

The size compositions of skipjack samples taken in the EPO during 1989 through 1994 are shown in Figure 20. Differences among years are apparent; the fish were smaller during 1992 and 1993 than during any of the other years.

Tunas are caught in three types of schools, those in which the fish are associated with dolphins, those in which the fish are associated with floating objects, such as logs, and those in which the fish are associated only with other fish. Unlike yellowfin, skipjack are not often caught in schools associated with dolphins. Data on the numbers of logged purse-seine sets of each type, the catches of yellowfin, skipjack, and bigeye in these sets, and the total catches of yellowfin, skipjack, and bigeye are listed in Table 4. It can be seen that the greatest numbers of sets on schools associated with floating objects and on schools of tuna associated only with other fish ("free-swimming schools") were made during the period from the mid-1970s to the early 1980s, and that this was the period of greatest catches of skipjack. There is currently considerable opposition from environmental groups and from individuals concerned with the environment to fishing for tunas associated with dolphins, so if the vessels which have fished in that manner in recent years were to direct their effort to fishing for schools of tuna associated with floating objects and free-swimming schools the catches of skipjack would probably increase (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (1): 132–143).

If the fishery for surface-dwelling tunas were to depend more on skipjack and less on yellowfin in the future, the total catches of all species of tunas would probably fluctuate more from year to year than they did during the 1970s, 1980s, and early 1990s. This is because the availability of skipjack in the EPO is more variable than that of yellowfin. The catches per unit of effort (CPUEs) of skipjack vary among years by a factor of about seven (IATTC Bulletin, 19 (6): Tables 9 and 10), whereas those

of yellowfin vary among years by a factor of about three (Table 20). The greater variability of skipjack is due to two factors. First, the recruitment of skipjack (IATTC Bulletin, 19 (6): Table 14) is more variable than that of yellowfin (Table 18). Second, fewer age groups of skipjack than of yellowfin are caught, and the presence of more age groups tends to dampen the year-to-year fluctuations in the catches.

Population structure

Skipjack occur throughout the tropical and subtropical waters of the Pacific Ocean, and it is known that there is considerable exchange of fish among areas (Figure 64). It is of fundamental importance to determine whether these fish belong to one or more than one subpopulation and, if the latter is the case, where the different subpopulations occur and how their distributions vary with time and age. This problem has been studied by various methods, including analyses of catch statistics, life history, tagging, biochemical genetic data, and data on chemical composition of the otoliths of the fish. Research in these fields has been conducted by many organizations, including the IATTC, the South Pacific Commission (SPC), the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS), and various organizations in Japan. The research results pertinent to a solution to this problem were examined at a workshop of fisheries biologists and population geneticists sponsored by the SPC in 1980, and the conclusions reached at that meeting were discussed in detail in the IATTC Annual Report for 1984. In summary, there were two principal hypotheses for skipjack in the Pacific Ocean. The separate-subpopulation hypothesis stated that there are two or more genetically-distinct subpopulations of skipjack in the Pacific Ocean, and the clinal hypothesis stated that separate subpopulations of skipjack do not exist in the Pacific Ocean, but there is isolation by distance, *i.e.* the probability of any two fish interbreeding is an inverse function of their distance from one another. It was concluded at the workshop that the available data did not favor either the separate-subpopulation or the clinal hypothesis.

A more recent study (Mar. Biol., 79 (3): 315–319) involving analysis of mitochondrial DNA (deoxyribonucleic acid) showed no significant *genetic* differences between Atlantic and Pacific skipjack. It is important to note, however, that these results do not imply rapid mixing of fish of the two oceans, as even very slow mixing is sufficient for maintenance of genetic homogeneity. If there are no genetic differences between Atlantic and Pacific skipjack, it is unlikely that there are genetic differences among skipjack of different parts of the Pacific Ocean.

For many years it had been assumed that nearly all the skipjack caught in the EPO are fish which had recently arrived from the central and/or western Pacific and which would soon leave the EPO to return to the area(s) in which they originated. This assumption was based on several pieces of evidence. First, data for plankton tows (IATTC Bull., 19 (6)) have indicated that larval and early-juvenile skipjack are more abundant in the western and central Pacific Ocean than in the EPO. Second, larval or early juvenile skipjack have not been reported as having been found in the stomachs of tunas caught in the EPO (Scripps Inst. Ocean., Bull., 6 (4); Calif. Fish Game, 41 (1) and 46 (1); IATTC Bull., 7 (5)), but these have been found frequently in the stomachs of tunas caught in the central and western Pacific Ocean (South Pacif. Comm., Tuna Billfish Assess. Prog., Tech. Rep., 9). Third, 27 tagged skipjack released in the EPO have been recaptured in the central or western Pacific Ocean (IATTC Bull., 19 (4): Appendix 2). Fourth, the incidence of skipjack longer than 60 cm is greater in Hawaii (U.S. Fish Wild. Serv., Spec. Sci. Rep., Fish., 512) than in the EPO. On the other hand, however, mature skipjack have been found in the EPO, particularly west of 100°W (IATTC Bull., 1 (6) and 5 (6)) so it is possible that the fishery of the EPO may not be as dependent on fish from the central and/or western Pacific as generally assumed. The IATTC staff will investigate further the population structure of skipjack in the EPO by critically evaluating the extent of skipjack spawning in the EPO. A 2-year program to sample skipjack caught in the commercial fishery will begin in January 1995. Ovaries from skipjack greater than 50

cm in length caught throughout the EPO will be collected. Sampling will be restricted to larger individuals because these are more likely to be sexually mature.

The IATTC Annual Report for 1984 includes a discussion of the population structure of skipjack in the EPO and their relationship with those in the rest of the Pacific. Tagging has shown that there is little mixing of fish between the northern Mexico and northern South America-Central America areas. The catches of skipjack in the northeastern and southeastern areas are moderately well correlated with one another, however, although in some years, for example 1970, the catch has been above average in one area and below average in the other (Figure 65). Examination of all the data available at that time led to the conclusion that the skipjack of northern Mexico and northern South America-Central America are parts of a single group inhabiting an arc-shaped area with its tips at those two areas, and that the fish at the ends of the distribution mix at least to some extent on the spawning grounds of the central and/or western Pacific.

During the late 1970s and early 1980s the IATTC staff conducted research on the chemical composition of the hard parts of tunas, using proton-induced x-ray emission spectroscopy (PIXE) to estimate the amount of mixing of fish of different areas. The rationale behind this technique is that different ocean areas have different chemical, physical, and biological properties which influence the chemical makeup of the hard parts of the fish, which would make it possible to distinguish fish which have lived in different areas at some time during their lives from one another. The results of this work have been published in IATTC Annual Reports and in the *Collective Volume of Scientific Papers*, International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Vol. 24. Unfortunately, stock structure analysis using this technique is expensive and technically difficult. Also, interpretation of the results is difficult because the processes governing the elemental composition of the hard parts are not well understood.

During the late 1980s and early 1990s the IATTC supported research into the use of an energy-dispersive x-ray detector (EDS) attached to a scanning electron microscope to measure the chemical composition of the otoliths of skipjack tuna. The results indicate that use of the EDS has potential for stock identification purposes. There was considerable variation among otoliths of fish from the same area, however, so it is not possible to classify the fish with 100-percent accuracy.

Most of the research was conducted with otoliths collected from skipjack caught off Baja California, Hawaii, and Fiji. Three readings for calcium, potassium, strontium, sulfur, magnesium, phosphorus, sodium, and aluminum were recorded from each transverse section of otolith, representing areas of early, mid-life, and recent growth. (No attempts were made to determine the ages of the fish, so the ages corresponding to the early, mid-life, and recent growth are not precisely known. The early growth corresponds to the early juvenile stage of the fish, and the recent growth corresponds to that of fish 44 to 60 cm in length at the time of capture.) Multivariate analyses of variance showed significant differences for the zones of the otoliths. The early, mid-life, and recent growth zones were different for fish from Hawaii and Fiji, indicating that they did not inhabit the same ocean areas during any of these periods. The early and mid-life zones were similar for fish from Hawaii and Baja California, but the recent growth zone was different for fish from those two areas. This seems to indicate that they inhabited the same area during the early and mid-life periods, but acquired different characteristics during the recent period when they were in different areas. This fits perfectly with the assumption, described above, that most of the skipjack which inhabit the EPO were hatched in the CPO and return to that area after a brief sojourn in the EPO. Eventually it may be feasible to take otoliths from samples of large skipjack caught in the CPO and determine which fish had made visits to the EPO and which had not.

Analyses of length-frequency samples of skipjack caught in the EPO and in the vicinity of Hawaii were performed to determine (1) if seasonal recruitment patterns occur in either area and, if so, (2) if there are similarities in the patterns observed in the two areas. Skipjack spawn in all months of the year in the central equatorial Pacific, and seasonally in the northern hemisphere around the Hawaiian Is-

lands and in the southern hemisphere around the Marquesas Islands. It is not known whether the fish caught in these and nearby areas represent fish from dominant seasonal cohorts or from cohorts of varying strength which are distributed more or less uniformly throughout the year. In areas where the spawning is seasonal, these analyses allow comparisons with arriving cohorts which are the products of spawning that occurred during different times of the year. For example, if the dominant cohort of the catch coincides with the local peak spawning period, then spawning from elsewhere may not contribute significantly to the local fishable stock. If the converse is true, however, the fishable stock is likely to be less dependent on local spawning activity. This information should provide a better understanding of the possible relationships between fish caught in the different areas.

Details as to how the analyses were carried out are given on pages 33-34 of the IATTC Annual Report for 1991. It was concluded that skipjack are recruited into the fishery of Hawaii mostly during April and May and into the fishery of the EPO mostly during December, January, and February. These fish almost certainly result from spawning at different times of the year, but this does not preclude the possibility that the recruits to the two areas are members of the same stock.

Abundance, availability, and vulnerability to capture

An examination of the effects of environmental conditions on the abundance, availability, and vulnerability to capture of skipjack in the EPO has been published in IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 6. That report includes analyses of the relationship between the apparent abundance of skipjack in their second year of life in the EPO and (1) the average sea-surface temperature in the area of the Pacific Ocean between 135°W and 180° with sea-surface temperatures exceeding 82°F (27.8°C), (2) the wind-mixing index (the cube of the average wind speed, which is roughly proportional to the degree of mixing caused by wind in the upper layers of the ocean) in this area, and (3) the strength of the eastward-flowing North Equatorial Countercurrent (NECC).

The first analysis was performed because there is a high positive correlation between the concentration of skipjack larvae in zooplankton net tows and temperature (IATTC Bull., 19 (6)), and it was reasoned that more spawning or greater survival of the eggs and/or larvae might occur in years with higher sea-surface temperatures. The second was performed because the survival of skipjack larvae may depend upon the degree of mixing of the upper layers of the ocean. Investigations conducted by the U.S. NMFS (Inter. Coun. Explor. Sea, Rapp. Proces-Verb., 178: 375-388) indicate that in the California Current concentrations of food suitable for first-feeding larval anchovies, *Engraulis mordax*, tend to occur in aggregations and well-defined layers. Mixing disrupts the layering and disperses the food organisms, so that many of the larvae are unable to obtain sufficient food for survival. It appears that strong year classes of anchovies are associated with weak winds during the larval stages, and *vice versa*. It was thought that this effect might also occur in the skipjack spawning areas of the CPO. The third analysis was performed because it was thought that if skipjack use the NECC in their migration (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 70 (3): 741-762) the young fish might be carried to the EPO in greater-than-average numbers when the current is stronger and in less-than-average numbers when it is weaker. There was a significant relationship between skipjack abundance and sea-surface temperature, and a highly-significant correlation between skipjack abundance and the wind-mixing index, with this index accounting for 46 percent of the variability in the apparent abundance of skipjack in the EPO in their second year of life. No significant correlation was found, however, between skipjack abundance and indices of current speed.

On the whole, the results of the IATTC staff's attempts to relate the apparent abundance of skipjack with environmental conditions suggest that this relationship is complex and not obvious. The problem might be partially resolved if biological and statistical studies could be made for the entire population unit(s) which contribute(s) to the EPO fishery, instead of the portion of it (or them) which inhabit(s) the

EPO during part of the life span. Usable catch, effort, and CPUE data are available for some parts of the Pacific population unit(s), but not for others. Also, there is the problem of separating the catches of fish of the population unit(s) which contribute(s) to the EPO fishery from those which do not.

Stock assessment

As stated in the subsection entitled **Population structure**, it had been assumed for many years that nearly all the skipjack caught in the EPO are fish which had recently emigrated from the central and/or western Pacific and which would soon leave the EPO to return to the area(s) in which they originated. None of the models discussed below works very well when the fish exploited by the fishery in question mix with those of other areas, so it is not possible to draw firm conclusions from these analyses.

Age-structured models

The yield-per-recruit approach to age-structured modelling is discussed earlier in this report in the section dealing with stock assessment of yellowfin. Estimates of the yields per recruit which could be obtained with various combinations of size at entry and fishing mortality are calculated. In most cases the results indicate that (1) the yields per recruit will be greater if smaller fish are not exploited and (2) if fish below the critical size are caught, the yields per recruit will be greater at intermediate than at high levels of effort. However, if the population is not closed, and fish enter the fishing area, stay a short time, and then leave, there may be no reason to avoid the capture of small fish or limit the fishing effort. A yield-per-recruit analysis, based on the assumption that the skipjack of the EPO constitute a closed population, has been performed. The yields per recruit for skipjack with various combinations of natural mortality, fishing effort, and size at entry are shown in Figure 66. The IATTC staff's estimates of size-specific fishing mortality for 1986–1987 and of growth and natural mortality have been integrated to obtain the calculations which form the basis for this figure. The sources of the growth-in-weight data were as follows:

Computation	Equation	Source
growth in length	24 cm per year	IATTC Bull., 19 (6)
weight-length relationship	$\log w = 3.336 \log l - 8.250$	IATTC Bull., 4 (2)

An annual coefficient of natural mortality of 1.5 (about 78 percent) was used. The values in the horizontal scale are multiples of the fishing effort, *i.e.* 0.5, 1.0, and 2.0 represent effort values half of, equal to, and twice the actual effort values for 1986–1987. Various combinations of fishing effort and size at entry give various yields per recruit, which are indicated by curves. For example, if the size at entry is fixed at 40 cm (about 2.7 pounds or 1.2 kg) the yield per recruit with a multiplier of 1 is about 1.582 pounds (0.72 kg). Sizes at entry of about 40 cm with a multiplier of 1 or about 48 cm (about 5.0 pounds or 2.3 kg) with a multiplier of 2 to 3 would produce the maximum yield per recruit. At the 1986–1987 level of effort an increase in the size at entry to 40 cm would increase the yield per recruit from about 1.57 to about 1.582 pounds, an increase of less than 1 percent. At the 1986–1987 size-specific fishing mortality, doubling or tripling the fishing effort would result in increases in the yield per recruit to about 1.594 or 1.597 pounds, respectively, increases of less than 2 percent. The greatest possible increase, about 3 percent, could be achieved by increasing the size at entry to about 48 cm and tripling the fishing effort. This is because the losses to the total weight of a cohort of fish by natural mortality exceed the gains to it by growth, even when the fish are less than 50 cm long and presumably growing rapidly.

Production models

Production models, based on indices of abundance of the fish, are described earlier in this report in the section dealing with stock assessment of yellowfin. Data for CPUE and effort are examined to see if the former is related to the latter; if such is not the case fishing effort may not be affecting the abundance of the fish. Data for CPUE of skipjack and fishing effort in the EPO have been examined, and no significant relationships have been found. The lack of a relationship has been attributed to the fact that the arrival and departure of skipjack from the central and/or western Pacific has a greater influence on their abundance in the EPO than does the fishery. In addition, however, there is the problem of determining which effort should be considered skipjack effort, as fishermen often refrain from setting on schools of skipjack because they prefer to search for yellowfin, which have a greater market value. Also, as larger boats replaced smaller ones during the 1970s and 1980s greater proportions of the effort were exerted further offshore, where skipjack are less abundant or more difficult to catch, so effort exerted during the later years is not equivalent to that exerted during the earlier years.

Spawner-recruit models

Spawner-recruit models are discussed earlier in this report in the section dealing with stock assessment of yellowfin. It is not possible, due to lack of knowledge of the stock structure, to apply these models to skipjack in the Pacific Ocean in a meaningful way. Skipjack are less heavily exploited than most of the other principal market species of tunas, and it is generally believed that the recruitment of this species has not been affected by reduction in the abundance of spawners due to fishing.

It was pointed out previously that the landings of skipjack were considerably greater during 1975–1982 than during previous or subsequent years, so it would be instructive to examine data on the relationship between fishing effort directed toward skipjack and landings of skipjack. Skipjack are seldom caught in sets made on dolphin-associated tunas, so only sets made on schools associated with floating objects and free-swimming schools are considered. The following annual averages were calculated from the data in Table 4:

Years	School type			Landings of skipjack	Ratio of sets to 1983–1994 sets	Ratio of landings to 1983–1994 landings
	Floating object	Free- swimming	Total			
1975–1982	6,291	13,213	19,504	126,676	1.84	1.71
1983–1994	2,828	7,770	10,598	74,261		

(The total numbers of sets on floating objects and on free-swimming schools for each year were estimated by multiplying the logged numbers of sets by the ratio of the total skipjack landings by purse seiners to logged skipjack landings by purse seiners.) These results indicate that the landings are nearly proportional to the effort, which is not in agreement with the results shown in Figure 66. The disagreement between Figure 66 and the table above is probably due to the fact that the skipjack population in the EPO is not closed. Thus, when skipjack are removed from areas where they are most vulnerable to capture, fish from other areas may move to these areas to replace them. If the replacement takes place rapidly, the landings may be nearly proportional to the effort, which appears to be the case in the above table. Also, it can be seen in Figure 10 that the CPUEs were at about the same levels during the 1975–1982 and 1983–1994 periods.

On the other hand, the disagreement between Figure 66 and the table could be at least partly due to greater discards of skipjack during the 1983–1994 period. It is known that the market demand for skipjack was greater during 1975–1982 than during 1983–1994, so if catches could be substituted for landings in the above table the ratios of the 1975–1982 catch to the 1983–1994 catch would be less than 1.71—perhaps about 1.5 or 1.6. Also, the CPUEs in Figure 10 would increase more for the 1983–1994 period than for the 1975–1982 period. Data collected during 1993 and 1994 on the discards of skipjack by Class-6 purse seiners indicate that the catches exceeded the landings by about 15 to 20 percent.

Finally, it can be seen in Figure 10 that the CPUEs of skipjack were considerably greater during 1959–1971 than during 1972–1994. As stated on pages 21–22, the CPUE of skipjack for a given year is obtained by dividing the total catch of skipjack by the total effort for that year. During the late 1950s and the 1960s there were not many boats capable of fishing in offshore areas, so the fleet concentrated most of its effort in coastal areas where skipjack are more abundant and/or more vulnerable to capture. This is probably the principal reason for the greater CPUEs during 1959–1971. Attempts have been made to establish criteria for skipjack effort (IATTC Bull., 19 (6)), but the results have not been entirely satisfactory.

Considerations for 1995

It is reasonably certain that skipjack are underfished in the EPO and that this situation will continue in the foreseeable future. Nevertheless it is important, for at least two reasons, to learn more about this species and its relationships with the environment. First, such knowledge may make it possible to predict the abundance of skipjack in the EPO several months ahead of time, which would be of great value to the fishing industry. Second, knowledge of the environmental conditions favorable to the existence of skipjack, coupled with understanding of the dynamic processes of the ocean, could make it possible to predict where and when skipjack are likely to be caught, which should increase the efficiency of the fishing fleet.

BIGEYE TUNA

The world catches of bigeye are less than those of skipjack and yellowfin, but greater than those of albacore and northern and southern bluefin (Table 5). Bigeye are most often consumed fresh, whereas skipjack and yellowfin are usually canned. Since the prices are much higher for fish which are destined for fresh-fish markets, bigeye are an extremely important component of the world catches of tuna. During the 1984–1991 period, 28 to 43 percent of the world catches of bigeye came from the eastern Pacific Ocean (EPO).

Data on the catches of bigeye in the Pacific Ocean are given in Table 21. The data for the fish caught by subsurface gear in the EPO were obtained from the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan, the Tuna Research Center, Institute of Oceanography, National Taiwan University, and the National Fisheries Research and Development Agency of Korea. The data for the fish caught by vessels of Japan and the ROK were furnished in numbers of fish. The data for 1971–1987 were converted to short tons with the average weight data in Table 3 of IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 5, and equivalent average weight data for 1988–1993 furnished by the NRIFSF were used to convert the values for those years to short tons. The unweighted average of the average weights for 1971–1993, 52.8 kg, was used to convert the values for 1954–1970 to short tons. The data in the last two columns of the table were obtained from the yearbooks of fisheries statistics of the Food and Agriculture Organization of the United Nations. The combined surface and subsurface catches of this species in the EPO during recent years have been about the same as those of skipjack, but substantially less than those of yellowfin (Table 1). Bigeye are caught mostly by longlines. During the early 1950s there was little longline fishing in the EPO, and hence the catches of bigeye in that area were low. During the mid-1950s, however, Japanese longline vessels began to fish in the EPO, and the catches of bigeye increased. Accord-

ingly, beginning during the early 1960s, this species has been given more attention by the IATTC staff. During the 1963–1991 period five Japanese scientists from the NRIFSF have spent time in La Jolla working with IATTC scientists on the Japanese longline fishery for bigeye and related species in the EPO, and a sixth is scheduled to begin similar studies in June 1995.

The distribution of the logged catches of bigeye by surface gear in the EPO during 1979–1993 are shown in Figure 67. The catches increased during the late 1960s and the 1970s, declined after 1981, and then rose dramatically in 1994 (Table 21).

The increases during the late 1960s and the 1970s were apparently due to two factors. First, the actual catches probably increased because there were regulations for yellowfin, but not for bigeye, during the 1966–1979 period, which in some instances caused fishermen to seek out bigeye in preference to yellowfin. Concurrently with this, the fishermen's skill in catching bigeye probably increased. Second, the statistics collected after the mid-1960s are more accurate. Bigeye and yellowfin caught by the surface fishery have, in most years, brought the same price to the fishermen, so bigeye have often been reported as yellowfin. Since the advent of regulations, however, the two species have more often been reported separately, and in locations where they are not there has been better coverage by IATTC employees, who estimate the proportions of the two species in mixed landings. A recent study (IATTC Annual Report for 1991: 34–35) indicates that bigeye were not misidentified as yellowfin during the 1987–1989 period. During 1994 most of the canneries began paying slightly lower prices for bigeye than for yellowfin, decreasing the likelihood that bigeye are reported as yellowfin.

The increased catches of bigeye during 1994 were apparently due to the discovery that bigeye associated with floating objects, but well below the surface, can be detected with sonar and caught with purse seines. Many of these floating objects were fish-aggregating devices (FADs) placed in the water by the fishermen. Most of these catches of bigeye were taken between 5°N and 10°S.

During the 1990–1993 period less than half of the sets in which bigeye were caught were made on fish associated with floating objects, and about half of the bigeye caught were taken in such sets (Table 4). In 1994, however, 95 percent of the bigeye sets were made on floating objects and over 95 percent of the bigeye caught came from floating-object sets.

During 1994 the catches of 69 percent of the sets in which bigeye were taken included yellowfin and/or skipjack. In the mixed schools, 55 percent of the catch by weight was bigeye, 9 percent was yellowfin, and 36 percent was skipjack.

The length distributions of bigeye caught by surface gear during each year of the 1989–1994 period are shown in Figure 21. Those caught in 1994 tended to be smaller than those caught during previous years. Data on the length frequencies of bigeye caught in free-swimming schools and in floating-object schools are shown in Figure 68. The year-quarter combinations were selected because adequate numbers of fish from both types of schools had been measured in those strata. In four out of five cases the fish from the floating-object schools were smaller than those from the free-swimming schools.

The IATTC staff's studies of surface-caught bigeye have consisted principally of recording and processing catch and effort data from information on weights of fish unloaded and logbook records, collection of length-frequency data from fish unloaded at canneries, and analysis of these data (Calif. Fish Game, 51 (4): 252–258; IATTC Bull., 20 (8)). In addition, during the 1959–1978 period 611 surface-caught bigeye were tagged, and 15 of these tagged fish have been returned.

It was shown in IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 8, that during the 1971–1991 period about 62 percent of the catch of bigeye was taken in unassociated schools, 33 percent in schools associated with floating objects, and 5 percent in schools associated with whales, sharks, or dolphins. There was considerable overlap in the lengths of the bigeye taken by the surface and longline fisheries. During the 1971–1991 period the average catch per successful set of bigeye was 23 short tons (22, 28, and 17 tons

for unassociated schools, floating-object schools, and schools associated with whales, sharks, or dolphins, respectively). (A "successful" bigeye set is defined as a set in which 0.5 ton or more of bigeye was caught, regardless of the catch of other species in the same set.)

Studies of the Japanese longline fishery conducted jointly by Japanese and IATTC scientists (IATTC Bull., 9 (6), 11 (2), 11 (3), 13 (2), 16 (2), 19 (1), and 20 (5)) include analyses of data on trends in effort and catches, horizontal, vertical, and temporal distributions of catches, trends in apparent abundance, size composition, and maturity of bigeye.

The distributions of the catches per unit of effort (CPUEs; numbers of fish caught per 100 hooks) of bigeye by Japanese longliners in the EPO, averaged over the 1981–1987 period, are shown in Figure 69. Two areas, that north of about 10°N and east of about 120°W and that south of about 15°S and west of about 95°W, were nearly devoid of bigeye during all quarters of the year. The greatest CPUEs were recorded (1) between Ecuador and 120°W and 10°S and 5°N throughout the year, (2) northeast of Hawaii between 20°N and 33°N and 122°W and 140°W during the first and fourth quarters, and (3) off southern Peru and northern Chile between 18°S and 25°S and 80°W and 90°W during the third and fourth quarters.

In the north equatorial region, between the equator and 8°N, where there was heavy fishing effort, the CPUEs were relatively low during the second half of the year, especially in the western part of this region. In the south equatorial region, between the equator and 15°S, however, the CPUEs were relatively high in the western part of the region throughout the year.

The distribution of effort did not coincide well with the areas of greatest CPUEs of bigeye, even though bigeye was the most important species of fish caught by Japanese longliners. For example, heavy concentrations of effort are apparent in equatorial waters (8°N to 15°S and west of 110°W), but the CPUEs of bigeye in this area were not particularly high. Furthermore, although the CPUEs for bigeye were fairly high northeast of Hawaii and off southern Peru and northern Chile, not much effort was exerted in these areas. This may be because in the equatorial region bigeye could be caught throughout the year and the fish tended to be large, whereas in the higher latitudes the occurrence of bigeye was more seasonal and the fish tended to be smaller.

A study utilizing general linear models to standardize the CPUEs of bigeye in the EPO (IATTC Bull., 20 (4)) has recently been completed. The effects of years, seasons, areas, and depths of fishing were considered, and all were found to have significant effects on the CPUEs.

Length-frequency data for bigeye caught by longlines in the area delineated in Figure 70 during 1981–1987 are shown in Figure 71. Most of the fish in the catch ranged from about 90 to 170 cm in length. The length compositions varied considerably from year to year. The proportions of smaller fish were greatest during 1982 and 1986, and those of larger fish were greatest during 1983 and 1984.

Stock assessment

In general, there are three approaches to the analysis of the effects of fishing on a population of fish, age-structured modelling, production modelling, and spawner-recruit modelling. These models are described earlier in this report in the section dealing with stock assessment of yellowfin.

Age-structured models

The yield-per-recruit model, a type of age-structured model, gives information on the yield per recruit to be expected with different combinations of size at entry and fishing effort. The input consists of length-at-age or weight-at-age data and natural mortality data. Both of these, especially natural mortality, are difficult to estimate. Nevertheless, the yields per recruit of bigeye at various combinations of length at entry and fishing effort (F) were calculated. The length-at-age data were obtained from the equation $l_t = 186.95(1 - e^{0.38(t - 0.5275)})$, from IATTC Bulletin, Vol. 11, No. 1, for the growth of bigeye.

The lengths were converted to weights with the equation $w = (8.071 \times 10^{-5})l^{2.90182}$, obtained from the Proceedings of the Governor's (Hawaii) Conference on Central Pacific Fishery Resources, pages 197–201. Trial values of the coefficient of natural mortality (M) of 0.4, 0.6, and 0.8 on an annual basis, were used. The value of 0.4 is approximately equal to the estimate of 0.361 given in Report of the Nankai Regional Fisheries Research Laboratory, No. 25, pages 91–103. The value of 0.6 is somewhat greater than an estimate of 0.477 derived by the method given in Journal du Conseil, Vol. 39, No. 2, pages 175–192. The value of 0.8 was used because the results of cohort analyses, to be described later, indicate that M may be greater than 0.6. The results with lengths at entry of 40 cm (4 pounds or 2 kg), 60 cm (12 pounds or 5 kg), 90 cm (38 pounds or 17 kg), 120 cm (87 pounds or 40 kg), and 150 cm (167 pounds or 76 kg) and annual values of F of 0.0 to 1.6, are shown in Figure 72. In all cases the yields per recruit were least with a length at entry of 150 cm, so the discussion will be confined to the other four values, 40, 60, 90, and 120 cm. It appears from Figures 21 and 71 that (1) the purse seine-caught bigeye are recruited over a wider range of sizes than the longline-caught bigeye and (2) the size at recruitment for the purse-seine caught fish is less, on average, than that for the longline-caught fish. (There is considerable inter-annual variation in the length-frequency compositions of the surface-caught fish, however, and in 1980, 1982–1984, and 1994 substantial amounts of bigeye between 40 and 60 cm were caught in the purse-seine fishery.) At an M value of 0.4 the yields per recruit are roughly the same for all lengths at entry at F values up to 0.4. At F values of 0.6 and greater the yields per recruit are less for a length at entry of 40 cm, and at F values of 0.8 and greater they are less for lengths at entry of 40 and 60 cm. At an M value of 0.6 the yields per recruit are roughly the same at all values of F for lengths at entry of 60, 90, and 120 cm. They are also about the same for a length at entry of 40 cm for F values up to 0.6, but at greater F values the yields per recruit are less. At an M value of 0.8 the yields per recruit are approximately the same for all F values regardless of the length at entry. In general, the greatest yields per recruit are realized with intermediate lengths at entry (90 and 120 cm), although the yield per recruit with a length at entry of 60 cm is greater than with a length at entry of 120 cm when $M = 0.8$. This implies that, in most cases, the average length at entry for the surface fishery is less than that which would maximize the yield per recruit and that for the longline fishery is greater than that length. It is emphasized, however, that these estimates are based upon inadequate data, so they may not be reliable.

Production models

Production models are applicable only to fish of a discrete population, so such models can be used with bigeye of the EPO only if there is relatively little interchange of these fish with those of the areas to the west. The movements of bigeye tagged in the Pacific Ocean by various organizations which were at liberty for long periods of time are shown in Table 22. The distances travelled were less than many which have been recorded for the other principal market species of tuna, but not much importance should be attached to this, in view of the small number of returns. The analyses which follow are based on assumption that the bigeye of the EPO constitute a separate stock. However, a NRIFSF scientist has recently carried out production model analyses for bigeye for the entire Pacific Ocean, and there is no reason believe that his assumption of a single stock for the entire Pacific is less likely to be correct than the separate-stock assumption of the LATTC.

Data on the effort, catch, and CPUE for 1954–1987 for the portion of the EPO delineated in Figure 70 are shown in Figure 73. This area was selected because it includes the major bigeye fishing grounds, and it is believed that inclusion of data for areas with large amounts of effort and low catches of bigeye would tend to mask whatever relationship may exist between effort and bigeye catch. During 1954–1960 the effort and catches were low and the CPUE was high. During 1961 through 1964 the effort and catches were much greater than during 1954–1960. The CPUE was slightly less than 3 fish per 100 hooks in 1961, and declined to less than 1.5 fish per 100 hooks in 1964. During 1964 through 1985

the effort ranged between about 50 and 130 million hooks and the catch between about 0.4 and 1.3 million fish, but the CPUEs remained nearly constant, at about 1 fish per 100 hooks. The effort increased to about 145 million hooks in 1986 and 170 million hooks in 1987, while the CPUEs remained at about 1 fish per hundred hooks. It is normal for the CPUE to decline with increasing effort, and modest decreases do not necessarily indicate overfishing (from the standpoint of reducing the average maximum sustainable yield (AMSY), as discussed earlier in this report in the section dealing with stock assessment of yellowfin). Decline of the CPUE to less than half what it was when the effort was low, however, could be indicative of reduction of the population to a level less than that necessary to produce the AMSY.

It may be significant that the catches more than tripled during the 1965–1987 period, while the CPUEs remained about the same. One possible explanation for this is that individuals which were especially vulnerable to longline gear were selectively removed from the population during the early years of the fishery, reducing the CPUEs more than the abundance of the fish. Another possibility is that, because of the high price of bigeye, the fishermen directed their effort more toward that species during the later years. For example, changes in the areal and temporal distribution of fishing effort, coupled with the adoption of deep longline gear during the late 1970s, may have kept the CPUE of bigeye at the same level while its abundance decreased. A third possibility is that the recruitment of bigeye has increased, permitting the CPUEs to remain the same while the catches were increasing. Uncertainty regarding the interpretation of the data also results from the uncertainty concerning the amount of interchange of fish between the area in question and contiguous areas.

Spawner-recruit models

Spawner-recruit models are discussed earlier in this report in the section dealing with stock assessment of yellowfin. It is not possible, due to lack of knowledge of the stock structure and fishing and natural mortality rates, to apply these models to bigeye in the Pacific Ocean in a meaningful way.

Interaction between the purse-seine and longline fisheries for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean

In spite of the paucity of knowledge available for bigeye, it is possible to make crude estimates of the possible effects of increased catches of bigeye by the purse-seine fishery on the catches of that species by the longline fishery, using the data on length frequencies and catches shown in Figure 74, plus the growth equation and natural mortality estimates employed in the subsection entitled ***Age-structured models***, to conduct cohort analyses.

The data in the top panel of Figure 74, which were obtained by averaging data for the purse-seine fishery for 1990 through 1992, represent a catch of approximately 4,700 tons of fish with an average weight of 54 pounds (24 kg). The data in the middle panel of that figure, which were obtained from data for the purse-seine fishery for 1994, represent a catch of about 31 thousand tons of fish with an average weight of 20 pounds (9 kg). The data in the bottom panel of the figure were obtained by approximating the length-frequency distribution of the fish caught by the Japanese longline fishery of 1988 through 1992 with a normal distribution. These data represent a catch of about 64 thousand tons of fish with an average weight of 127 pounds (58 kg).

The data shown in Figure 74 were used to calculate estimates of the catches at age by re-arranging the growth equation mentioned above and using it to assign the fish to age groups. The results are shown in Table 23, Columns 2–4. The values in column 5 of that table, the sums of those in columns 2 and 4, are typical of the fishery prior to 1994. The values in column 6 of the table, the sums of those in columns 3 and 4, represent what the catches would be if the increased purse-seine catches had no effect on the longline catches.

Cohort analyses were used to estimate the number of recruits needed to support the catches listed in Table 23 under equilibrium conditions. These analyses are based on the implicit assumption that the purse-seine and longline fisheries are exploiting the same stock(s) of bigeye. It is also necessary to assume that the fishery is in equilibrium, so that the within-year age structure is the same as the age structure of a cohort. The estimates of recruitment (Table 24) are those that would be obtained if the catch for each column in Table 23 came from a stock which was not affected by any other fishery. Column 5, with the combined purse-seine and longline catches for 1990–1992, is most representative of this assumption. If the recruitment estimated from column 2 is added to that from column 4, the result is similar to that obtained using the data in column 5 alone (Table 24). However, when the data in column 6 are used to estimate recruitment, the estimated recruitment is increased by 4 to 7 million fish, depending on the value of M . Similar results are obtained if columns 3 and 4 are used separately and the estimated recruitments are summed. Since column 5 corresponds to an observed condition and column 6 does not, it seems more likely that if the purse-seine fishery continues to catch 31 thousand tons of smaller bigeye the longline catch would decline to a level such that the combined catch from the purse-seine fishery (Table 23, Column 3) and the new level for the longline fishery would produce estimates of recruitment similar to those in column 5 of Table 24.

Simulating reduced longline catches with a size structure similar to that shown in Figure 74, combining these with 1994 purse-seine catch data, and then doing a cohort analysis until estimates of recruitment were similar to those in column 5 of Table 24 produced approximations of what might happen to the longline fishery. These approximations depend very strongly on the values of M used.

The simulations demonstrate that if M is 0.4 and the purse-seine fishery continues to catch around 31 thousand tons of smaller bigeye the longline catch will be reduced to less than 1 thousand tons per year. As can be seen in Table 24, when $M = 0.4$ all of the recruitment would be needed to support the purse-seine fishery (compare columns 3 and 5 in Table 24). If the value of M is 0.6 the longline catch would be reduced by about 50 percent, or about 32 thousand tons per year, as only about half of the recruits are needed to support the purse-seine fishery. Finally, if M is as high as 0.8 the longline catch would be reduced by about 25 percent, to about 48 thousand tons, and the purse-seine fishery would require about one third of the recruits.

It is also possible to estimate the yields per recruit which would result from the fisheries for bigeye as obtained from the data in Tables 23 and 24 and from the simulations. From the most realistic data set (Table 23, column 5), the catch of 68,700 tons would be obtained from recruitments of 4.4, 9.2, or 20.9 million fish, depending on M (Table 24). These correspond to yields per recruit of 31.2 pounds (14.2 kg), 14.9 pounds (6.8 kg), and 6.6 pounds (3.0 kg), respectively. According to the simulations, with a catch of 31 thousand tons in the purse-seine fishery, the total catches would be approximately 32 thousand ($M = 0.4$), 63 thousand ($M = 0.6$), or 79 thousand ($M = 0.8$) tons, respectively. The last three catches correspond to yields per recruit of 14.5 pounds (6.6 kg), 13.7 pounds (6.2 kg), and 7.6 pounds (3.4 kg). Therefore, if the assumptions are fulfilled, the yield per recruit will be reduced if $M = 0.4$, stay about the same if $M = 0.6$, and increase slightly if $M = 0.8$.

In the future, if the surface catch remains at about 30 thousand tons while the longline effort in the EPO remains the same, and the catch of bigeye declines significantly, the two fisheries are probably exploiting the same stock(s) and M is probably not much greater than 0.6. If, however, the longline catches do not decline the two fisheries are probably exploiting independent or semi-independent stocks or M is greater than 0.6 (or both).

NORTHERN BLUEFIN TUNA

Northern bluefin tuna occur in both the Atlantic and Pacific Oceans. The world and Pacific Ocean catches of northern bluefin are much less than those of skipjack, yellowfin, bigeye, or albacore,

but the fishery is still of considerable economic value. The annual catches of northern bluefin in the Pacific Ocean for the 1951–1994 period are shown in Table 25. Surface gear accounts for the majority of the catches in both the eastern Pacific Ocean (EPO) and the western Pacific Ocean (WPO). In the EPO the catches were below average during 1980–1984, about average during 1985 and 1986, and below average during 1987–1994. In the WPO the catches were well above average during 1978–1983 and about average during 1984–1992, except for 1988 and 1990, when the catches were well below average.

In the EPO nearly all of the catch of bluefin tuna is made by purse seiners fishing relatively close to shore off California and Baja California. The fishing season typically extends from May to October, although sporadic catches are made in other months. The 1994 catch of about 814 tons was the second-lowest of the 1951–1994 period. During 1994 logged catches of bluefin were made between 26°N and 33°N during late July through early October.

The staff of the IATTC has been studying bluefin tuna on a modest scale since 1958, when 122 purse seine-caught bluefin were tagged and released near Guadalupe Island, Mexico. Prior to 1979 the work consisted mostly of collection of logbook data and measurement of samples of fish caught by purse seiners in the EPO to estimate their length compositions. Since 1979, however, more has been done. In 1979 a review of information pertinent to stock assessment of this species was prepared (IATTC Internal Report 12). Also, data on the surface catches of bluefin in the EPO by area, date, vessel size class, size of school, type of school, *etc.*, were assembled, analyzed, and published in 1982 in IATTC Bulletin, Vol. 18, No. 2. In addition, purse seine-caught bluefin were tagged in the EPO in 1979 and 1980, and troll- and trap-caught bluefin were tagged in the WPO by IATTC employees who were stationed in Japan intermittently during 1980–1982. Also, research has been conducted on determination of the age and growth of bluefin from hard parts.

Bluefin tuna taken by the commercial fishery of the EPO were measured during each year of the 1952–1971 period by employees of the California Department of Fish and Game. Since then the sampling has been conducted by the staff of the IATTC. Analysis of these data has produced estimates of the catches of bluefin, in numbers of fish of the various age classes, for the 1952–1991 period (IATTC Bull., 20 (9)). These, and comparable estimates for the WPO made by a scientist from the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan, are listed in Table 26. Length-frequency histograms of the bluefin caught in the EPO during 1989–1994 are shown in Figure 22. Exceptionally large fish, weighing 230 to 1010 pounds (105 to 460 kg) were caught during October–December of 1988 and 1989. The total weights of the large fish were small, but these fish were of considerable economic value, as immediately after they were caught most of them were flown to Japan, where high prices are paid for fresh bluefin. During 1993, for the first time, due to limited availability of commercially-caught bluefin, fish caught by the sport fishery were measured. Most of the samples of bluefin obtained during 1993 and 1994 were from fish caught by sport fishermen. Nearly all of these fish were caught near where purse-seine vessels were fishing and during the same time periods.

The results of the tagging experiments described above, plus experiments conducted in the EPO during 1962–1968 by the U.S. Bureau of Commercial Fisheries (now the U.S. National Marine Fisheries Service), the California Department of Fish and Game, and the Mission Bay Research Foundation and in the WPO during 1980–1988 by employees of the Far Seas Fisheries Research Laboratory (FSFRL; now the NRIFSF) of Japan are discussed in IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 1.

Analysis of the data for the bluefin tuna released and recaptured in the EPO indicates seasonal north-south movement, with the fish being furthest south during May–June and furthest north during July–October. Ten returns of fish released in the EPO and recaptured in the WPO have been obtained, all from fish which were at liberty more than 22 months.

The fish released and recaptured in the WPO, like those released and recaptured in the EPO, tended to move northward in the spring and summer and southward in the fall and winter. The migra-

tions from the WPO to the EPO are of particular interest. Some year classes, *e.g.* those of 1983 and 1984, produced large numbers of migrants and others did not. The best catches during the 1980s in the EPO were made in 1985 and 1986 (Table 25), and these consisted mostly of age-2 fish of the 1983 and 1984 year classes. (In this section fish in their first year of life are referred to as 0-year-olds, age-0 fish, or fish 0 years of age, fish in their second year of life are referred to as 1-year-olds, age-1 fish, or fish 1 year of age, and so on.)

During 1993 joint experiments were conducted by staff members of the Japan Sea Farming Association (JASFA) and the IATTC at JASFA's Yaeyama Station on Ishigaka Island, Okinawa Prefecture, to study the early life history of bluefin tuna. The purpose of the experiments was to determine the optimum conditions (*e.g.* temperature, light, food type, and food concentration) for culture of bluefin larvae. These joint experiments represent the first experimental studies ever undertaken of bluefin tuna larvae.

Four workshops on assessment of bluefin tuna have been held during the last few years. The first, held in October 1985 in Shimizu, Japan, involved scientists from the FSFRL and the IATTC. This workshop was concerned only with northern bluefin in the Pacific Ocean. The second workshop, sponsored jointly by the IATTC and the Australian Fisheries Service and involving scientists from all over the world, was held in La Jolla, California, USA, in May 1990. Bluefin stocks of the Pacific, Indian, and Atlantic Oceans and the Mediterranean Sea were discussed at that workshop. The proceedings of the workshop were published as Special Report 7 of the IATTC. The third workshop, held in La Jolla in April 1993, involved only scientists from the NRIFSF and the IATTC and was concerned only with northern bluefin of the Pacific Ocean. A list of 14 projects which should be worked on during the next year was prepared at this workshop. The fourth workshop, held in February 1995 in Shimizu, Japan, was also concerned only with northern bluefin of the Pacific Ocean; it involved participants from the NRIFSF, the IATTC, the Tuna Research Center of National Taiwan University, and the Tohoku National Fisheries Research Institute of Japan, plus observers from several other organizations.

Life history and relationships between fish of the WPO and the EPO

The information in this section is presented as background necessary for understanding the section on stock assessment which follows it.

Larvae of bluefin tuna in the Pacific Ocean have been found only in the vicinity of Japan, and it is assumed that spawning occurs only in that area. Spawning occurs during the spring and summer, but in this subsection, for simplicity, it is assumed that the fish are hatched on January 1. Some fish apparently remain their entire lives in the WPO. Others migrate to the EPO; these migrations begin mostly, or perhaps entirely, during the first and second years of life. The first-year migrants are exposed to the summer and fall troll fisheries for small bluefin and other species off Japan before beginning their journey to the EPO in the fall or winter. The second-year migrants are also exposed to the winter troll fishery and other fisheries which take place in the vicinity of Japan before beginning their journey to the EPO in the spring, summer, or fall. The migrants, after crossing the ocean, are fished by purse seiners off California and Baja California. Eventually, the survivors return to the WPO.

The catches of bluefin tuna in the EPO consist mostly of age-1 and age-2 fish. The catches of age-2 fish in the EPO exceed those of age-2 fish in the WPO in most years, whereas the opposite is the case for age-3 fish (Table 26). This probably indicates that the population of age-2 fish is greater in the EPO and that of age-3 fish is greater in the WPO, although it is possible that area- and/or size-related differences in fishing effort and/or vulnerability to capture are responsible for the differences in the catches. Studies of statistical, length-frequency, and tagging data have resulted in the formulation of the following scenarios for the migration of fish between the EPO and the WPO:

1. The fish arrive in the EPO as 1-year-olds during year i , mostly in June or July, and begin their return journey to the WPO as 2-year-olds late in year $i + 1$ or as 3-year-olds early in year $i + 2$;
2. The fish arrive in the EPO as 1-year-olds during year i , mostly in June or July, and begin their return journey to the WPO as 1-year-olds late in year i or as 2-year-olds early in year $i + 1$;
3. The fish arrive in the EPO as 2-year-olds early in year $i + 1$ and begin their return journey to the WPO as 2-year-olds late in year $i + 1$ or as 3-year-olds early in year $i + 2$;
4. The fish arrive in the EPO as 1-year-olds early in year i and begin their return journey as older fish;
5. The fish arrive in the EPO as 2-year-olds early in year $i + 1$ and begin their return journey as older fish;
6. The fish arrive in the EPO at ages greater than 2 and subsequently return to the WPO;
7. The fish do not migrate to the EPO at all.

Scenario 7 probably applies to most of the fish of some year classes. This could at least partly explain the reduced catches of bluefin in the EPO during the 1980s and early 1990s. An eighth scenario is a combination of Scenarios 1, 2, 3, 4, or 5 with Scenario 6, *i.e.* the fish make more than one migration from the WPO to the EPO.

The above does not take into account the possibility that some fish may begin trans-Pacific migrations, but turn back before reaching their destination. The fact that bluefin tuna nearly disappear from the EPO during the winter and early spring may indicate that these fish occupy areas outside the range of the surface fishery during this period. Considerably more data for the central Pacific Ocean (CPO) would be required to establish whether this occurs and, if so, to what extent.

Data for the Japanese high-seas longline fishery for tunas have kindly been made available to the IATTC staff by the NRIFSF. The data include summaries of the catches, by species, in numbers of fish, by year (1952–1986), month, and 5-degree area and summaries of the effort, in numbers of hooks, by year, month, and 5-degree area.

Scrutiny of the monthly distributions of the catches reveals that the fish are distributed furthest to the west during the spring and furthest to the east during the fall (Figure 75). It is not surprising that the fish are concentrated in the vicinity of Japan during the spring, as bluefin spawn mostly during the spring, and bluefin larvae have been found only in the open ocean in the vicinity of Japan during the spring and in the Sea of Japan during the summer. Exceptionally large bluefin were caught by purse seiners in the EPO during November and December of 1988 (Calif. Fish Game, 76 (3): 181–186). These fish may have appeared in the EPO fishery because they were distributed further to the east during the fall of 1988 than is usually the case.

Stock assessment

Abundance of juvenile bluefin in the eastern Pacific Ocean

A discussion of various indices of abundance of bluefin tuna in the eastern Pacific Ocean appears in IATTC Internal Report 23. It is currently believed that the “habitat index” and the “bluefin vessel index” are the most reliable of these.

Habitat index

Bluefin tuna are most often caught by purse-seine vessels in the EPO in waters with sea-surface temperatures of 17° to 23°C (62.6° to 73.4°F), so it was assumed that fishing effort exerted by tuna purse seiners off California and Baja California in waters of that temperature range during May through October is bluefin effort, regardless of whether bluefin were caught. The sums of the logged catches of bluefin in the EPO during May through October of each year were divided by the corresponding sums of the logged purse-seine effort in the 1-degree areas which were suitable bluefin habitat to get the an-

nual catches per unit of effort (CPUEs). These data appear in Figure 11. They appear to indicate that both reduced availability and reduced fishing effort have contributed to the reduced catches of bluefin in the EPO during the 1980s and early 1990s.

Bluefin vessel index

For this method, it is assumed that the fishing effort directed toward bluefin tuna is proportional to the numbers of vessels which direct substantial portions of their effort to fishing for bluefin. Accordingly, each vessel of the purse-seine fleet was classified each year as a "bluefin vessel" or a "non-bluefin vessel." If a vessel caught bluefin in a given year and in two or more of the four closest adjacent years (two years before and two years after the year in question), it was classified as a bluefin vessel for that year. Otherwise it was classified as a non-bluefin vessel. The criteria were relaxed for vessels which entered the EPO tuna fishery less than two years before the year in question or left the fishery less than two years after the year in question. For example, if a vessel entered the EPO tuna fishery in 1971, it was classified as a bluefin vessel for that year if it caught bluefin in 1971 and in either 1972 or 1973. This system of classification is arbitrary, and perhaps some other system would be better. However, it seems to be adequate to give some insight into the value of fleet size as a measure of the effort directed toward bluefin and total catch divided by fleet size as an index of the abundance of bluefin. The bluefin vessel index for a given year is the total commercial catch for that year divided by the number of bluefin vessels in the fleet during that year. The total commercial catches, numbers of bluefin vessels, and bluefin vessel indices for 1961–1992 are shown in Figure 12. They also appear to indicate that both reduced availability and reduced fishing effort have contributed to the reduced catches of bluefin in the EPO during the 1980s and early 1990s.

Cohort analyses

Cohort analyses can produce information concerning the abundance, recruitment, and fishing mortality of fish of individual cohorts, which is highly useful for stock assessment. Cohort analyses which were performed for bluefin in 1994 are described on pages 33–34.

Spawner-recruit and recruit-spawner relationships

Spawner-recruit and recruit-spawner relationships of bluefin tuna are discussed on pages 35–36 of the IATTC Annual Report for 1993. It was determined that fishing has greatly reduced the abundance of mature bluefin in the Pacific Ocean, but there is no evidence that this has resulted in reduction of the recruitment of young fish to the fishery.

Possible causes of recent poor catches of bluefin in the eastern Pacific Ocean

The staff of the IATTC is concerned about the poor catches of bluefin tuna in the EPO and WPO in some years, and particular attention is being given to the poor catches in the EPO during 1980–1984 and 1987–1994. The recent below-average catches of bluefin in the EPO could be due to: (1) a decrease in recruitment; (2) a decrease in the overall abundance of fish greater than about 60 cm in length caused by heavy exploitation of fish during their first year of life in the WPO; (3) reduced fishing effort in the EPO; (4) a decrease vulnerability to capture of the fish which have migrated to the EPO; and/or (5) a decrease in the availability of bluefin in the EPO (*i.e.* a decrease in the proportion of the population which has migrated to the EPO or a shorter average sojourn in the EPO of the fish which have made that migration).

In regard to Points 1 and 2 above, data compiled by the NRIFSF for the age composition of the catch of bluefin tuna during 1966–1986 by Japanese vessels (Table 26) indicate that there has not been a decline in the catches of age-0 fish, which seems to rule out the first possibility, nor an increase in the proportion of age-0 to older fish, which seems to rule out the second possibility.

Proceeding now to Point 3, the numbers of smaller purse seiners, which previous to the late 1970s had been responsible for most of the catches of bluefin tuna in the EPO, declined during the late 1970s and the 1980s. In the subsection above entitled ***Abundance of juvenile bluefin in the eastern Pacific Ocean*** it was concluded that reduced effort is partly, but not entirely, responsible for the reduced catches in the EPO.

In regard to Point 4, the distribution of bluefin tuna in the EPO may have changed during this century. Prior to 1930 bluefin were caught only off California, although they probably occurred off Baja California as well. During the 1930–1947 period they were caught off both California and Baja California, but greater catches were made off California during most years. From 1948 to the present most of the catch has been made off Baja California. This change in the distribution of the catches could be due to increased willingness of California-based fishermen to fish further from port as they acquired larger and more seaworthy boats, however, rather to a change in the distribution of the fish. Fishermen based in California seem to direct more of their effort toward bluefin than do those based in Mexico, so if a shift in distribution occurred it could have decreased the vulnerability of bluefin to capture. If a shift in the distribution of the fish took place, however, it probably did so well before the 1980s, so it does not appear that it could be the cause of the poor catches during that decade.

Tagging and age-composition data provide some useful information in regard to Point 5. It was shown in IATTC Bulletin, Vol. 20, No. 1, that during the 1980s only the 1981 year class contributed significant numbers of tag returns to the EPO fishery during Year 1. It was also shown in that Bulletin that for Year 2 nearly half the returns for the 1979 year class and more than half of those for the 1983 and 1984 year classes were from fish caught in the EPO. This information suggests that the proportion of age-1 fish which migrated to the EPO was greatest for the 1981 year class and that the proportions of age-2 fish which migrated to the EPO were greatest for the 1983 and 1984 year classes, intermediate for the 1979 year class, and least for the 1980, 1981, 1982, and 1985 year classes.

A large proportion of the catch of bluefin tuna in the EPO in 1982 consisted of age-1 fish (Table 26). This is consistent with the evidence from tagging that a large proportion of the fish of the 1981 year class appeared in the EPO as age-1 fish in 1982. The catch of bluefin in the EPO was poor in 1983, however, perhaps because the fish of the 1981 year class experienced heavy mortalities in the EPO in 1982 or mostly began their return trip to the WPO before the start of the 1983 season.

The greatest catches of bluefin tuna in the EPO in recent years were those of 1985 and 1986 (Table 25), and the catches in those years consisted mostly of age-2 fish, i.e. 1983-year-class fish in 1985 and 1984-year-class fish in 1986 (Table 26). This is consistent with the evidence from tagging that large proportions of the fish of the 1983 and 1984 year classes appeared in the EPO as age-2 fish in 1985 and 1986.

If it were certain that the fish which were tagged in the WPO were selected randomly it would be concluded that greater proportions of age-2 fish of the 1983 and 1984 year classes migrated to the EPO, and that this resulted in greater catches of bluefin tuna in the EPO in 1985 and 1986. It is possible, however, that there are separate non-migrant and migrant subpopulations, and that greater proportions of the migrant subpopulation were selected for tagging during 1979, 1981, 1983, and 1984. Thus the relatively high proportion of EPO returns for the 1979 year class, even though the catch in the EPO in 1981 was poor, might be the result of heavy concentration of tagging effort on a relatively small subpopulation of migrants. This possibility has been evaluated by examining data on migrations of tagged age-1 and -2 fish released in different locations in the WPO during different months (IATTC Bull., 20 (1): Table 7). For the most part, the proportions of migrants tended to be about the same for fish of the same year classes released in different area-time strata, so these data do not offer much support for the subpopulation hypothesis. They indicate that for the age-1 fish the tendency to migrate to the EPO was strong for the 1981 year class and much weaker for all the others, and that for the age-2 fish the ten-

dency to migrate was strongest for the fish of the 1983 and 1984 year classes, intermediate for those of the 1979 year class, and weakest for those of the 1980–1982 and 1985 year classes.

Age composition data (Table 26) provide further information pertinent to Point 5. Correlation coefficients were calculated for 12 pairs of data (Table 27, upper panel) from Table 26. Five of the 12 tests were significant at the 5-percent level. The numbers of age-2 fish in the EPO and WPO are negatively correlated (Test 6), indicating that the poor catches in the EPO could be due at least partly to less-than-normal proportions of the total population migrating from the WPO to the EPO. The catches of age-1 and -2 fish in the EPO are positively correlated (Test 7), indicating that the catch of age-2 fish in the EPO can be predicted, albeit poorly, from the catch of age-1 fish in the EPO one year previously. The catches of age-0 and -1 fish in the WPO are highly correlated (Test 8), indicating that the catch of age-1 fish in the WPO can be predicted from the catch of age-0 fish in the WPO one year previously.

Test 11 gave an r value which was significant at the 1-percent level, which is not surprising in view of the fact that an even higher r value was obtained from Test 8. An r value which was significant at the 5-percent level was obtained for Test 12; this, also, is not surprising in view of the fact that a nearly-significant value was obtained from Test 2.

The coefficient of correlation for the catches of age-0 fish in the WPO and the catches of age-2 fish in the EPO two years later is 0.442 (Table 27, Test 2). Although this relationship is not significant at the 5-percent level, it may indicate that the catch of age-2 fish in the EPO is related to recruitment two years previously, assuming that the catch of age-0 fish in the WPO is a valid index of recruitment. Since the catch of age-2 fish in the EPO appears to be related to the recruitment two years previously (Test 2) and the catch of age-2 fish in the WPO in the same year (Test 6), a multiple correlation coefficient was calculated (Test 13). The resulting coefficient of multiple determination was highly significant, indicating that 55.6 percent ($0.746^2 \times 100$) of the variation of the catches of age-2 fish in the EPO is explained by (1) a positive relationship to recruitment in the WPO and (2) a negative relationship to the catch of age-2 fish in the WPO. Since the catches of age-2 fish make up the majority of the catch by weight in the EPO in most years, recruitment two years previously and emigration from the WPO appear to have major influences on the total catches in the EPO.

In general, the results of the analysis of the catch-at-age data tend to support the tentative conclusion from the studies of the tagging data that variations in the proportions of fish which migrate from the WPO to the EPO are at least partly responsible for variations in catches in the EPO.

Future research

The above information suggests several types of research which should be carried out.

First, all information which is available on the catches of bluefin tuna in the WPO and the CPO by area, time period, and size of fish, and on the fishing effort expended in those areas to catch bluefin, should be assembled for analysis. The emphasis should be on fish in their first 2 to 4 years of life, particularly the *meji* (mixed small tunas, bonitos, mackerels, etc.). A scientist from the NRIFSF has used data on the proportions of larger bluefin, yellowfin, and bigeye caught to estimate the proportions of these species in the *meji* catches of the 1966–1986 period. The estimates obtained from that work are useful, but sampling the *meji* catches for species composition would probably produce more reliable estimates. The *meji* are landed at many ports, but perhaps data gathered at a few major ports at intervals of about one week during the July–September period would produce reasonable estimates of the species composition of the *meji*. Information on the catches of older fish should not be neglected, however, as data on fish of all ages are necessary for stock assessment. CPUE data calculated from the information collected might serve as unbiased, or nearly unbiased, indices of abundance of bluefin in the WPO and the CPO. The information on abundance of bluefin would be used for stock assessment and for studies of migrations and movements of the fish, including the effects of oceanographic conditions

on migrations described below. Data on the catches of bluefin by longline vessels (Figure 75) have already shown that mature bluefin are distributed furthest to the west during the spring and furthest to the east during the fall.

Second, research should be carried out to determine where and when the trans-Pacific migrations begin and end, what proportions of the population migrate, and why these proportions vary from year to year. One approach would involve collection of CPUE data for fish of the various age groups, particularly the younger ones, in as many areas as possible and at frequent intervals throughout the year, to attempt to detect movements of the fish. Data for the WPO would be particularly important, as the highly-variable eastward migrations begin in the that area. Data for the CPO would also be of great importance, as such data might make it possible to determine whether some of the fish which begin trans-Pacific migrations turn back before reaching their original destination. A second approach would involve tagging of fish with standard external tags in the CPO or with archival tags in the WPO and the EPO. Archival tags collect and record data on time, light, temperature, and pressure continuously, and when the tags are recovered the data can be examined to determine where the fish had been at frequent time intervals between the date of release and the date of recapture. (Unfortunately, archival tags have only recently become commercially available, and the cost is several hundred dollars per tag, which is why none have yet been used on northern bluefin in either the Pacific or Atlantic Ocean.) A third approach would involve chemical analysis of the micro-constituents of the otoliths of bluefin. The rationale for this approach is that different ocean areas have different chemical, physical, and biological properties which influence the chemical makeup of the otoliths. Accordingly, analysis of the otoliths of an individual fish could reveal which ocean areas it had inhabited at various stages of its life, and analyses of the otoliths of samples of fish collected each year in the WPO and the EPO could give far more information on trans-Pacific migration than can data obtained by tagging with conventional tags.

Third, attempts should be made to determine what oceanographic conditions influence the migration of fish from the WPO to the EPO and from the EPO to the WPO. Also, if the studies described above indicate that some of the fish turn back after beginning a trans-Pacific migration, attempts should be made to determine what oceanographic conditions might cause this behavior. Such studies would presumably be conducted jointly by Japanese and IATTC oceanographers and biologists. The first step in such a study would be collection of CPUE data for fish of the various age groups, particularly the younger ones, in as many areas as possible and at frequent intervals throughout the year. The next step would be to compare oceanographic data and data on the movements of the fish to see which are correlated. Finally, attempts would be made to determine which oceanographic conditions actually influence the migrations of the fish.

Finally, further studies of the population structure of bluefin tuna are also appropriate. The tentative conclusion that there is a single major population from which different proportions migrate to the EPO in different years (IATTC Bull., 20 (1): 18) needs further investigation. Also, it would be of great interest to know if the bluefin hatched in the Sea of Japan are genetically distinct from those which are hatched south of Japan. Further knowledge of the population structure might be obtained from biochemical genetic studies.

BLACK SKIPJACK TUNA

Although black skipjack constitute only a minor part of the total landings of tunas caught in the eastern Pacific Ocean, they are of considerable commercial importance in a number of Latin American countries. Furthermore, they represent a resource of significant magnitude, which will be more heavily exploited as the demand for tuna increases. Accordingly, it is prudent to learn as much as possible about this species.

The present knowledge of black skipjack comes mainly from vessel logbook data, data on the weights of fish unloaded at canneries, stomachs, gonads, and measurements of fish taken at canneries, biological data gathered on one tagging cruise, gonads collected for histological studies on tagging cruises, surveys of fish larvae directed primarily at other species, recapture data for black skipjack tagged incidentally to yellowfin and skipjack, and current studies at the IATTC's laboratories at Achotines Bay, Panama, and La Jolla.

Data on the landings of black skipjack by tuna boats during 1961–1994 are listed in Table 1. These data include only the fish which are landed. Additional amounts are known to have been caught but not landed, and these are not included in the statistics. Estimates of the amounts of black skipjack discarded at sea by purse-seine vessels during the 1986–1993 period range from about 4 to 11 thousand tons per year. Black skipjack are also caught by small boats based in Latin America, for which data are not obtained. Therefore the actual catches are greater than those recorded in the table. The areas of the 1980–1983 catches by vessels from which logbook data were obtained are shown in Figure 76.

An analysis of the weight-length relationships of black skipjack is given in IATTC Internal Report 17. Some observations on the swimming performance, body temperatures, and gastric evacuation times of black skipjack were made on a tagging cruise conducted in 1981, and an analysis of the results was published in an outside journal (Copeia, 1984 (4): 1000–1005). A total of 1,502 black skipjack has been tagged, and 107 of these tagged fish have been returned. Information on the movements and growth of black skipjack, as determined from these data, is given on pages 33–34 of the IATTC Annual Report for 1982.

Information on the areas and duration of spawning, size at sexual maturity, sex ratios, fecundity, and spawning frequency of black skipjack is published in IATTC Bulletin, Vol. 19, No. 2. The measurement of reproductive potential is of considerable importance with respect to the dynamics of fish populations, since it is a basic determinant of productivity. Furthermore, since the amount of fish of catchable size available to the fishery is largely dependent on the success of spawning and survival during the earliest stages of life, studies of this nature can yield information of potential value for predictive purposes. In addition, larval and juvenile black skipjack, along with those of other species of scombrids (tunas and mackerels), have been collected, particularly off Central America and near the entrance to the Gulf of California (IATTC Spec. Rep. 2: 388–391).

The data on occurrence of larvae and juveniles, tagging data, and logbook data provide indices of abundance of black skipjack relative to the other species of scombrids. It appears, on the basis of this information, that the potential annual production of this species is far greater than the present levels of landings.

A considerable amount of work on black skipjack is currently being conducted at the IATTC laboratories at Achotines Bay and La Jolla. These studies are described in recent Annual Reports of the IATTC.

SWORDFISH

Swordfish are widely distributed in tropical, subtropical, and temperate oceans and seas of the world, and they are the object of important commercial fisheries in most areas where they occur. The world demand for swordfish has been increasing in recent years, and this has caused a corresponding increase in their value. This has led to a rapid growth of fisheries for swordfish in various parts of the world. In the eastern Pacific Ocean (EPO), the U.S. and Chilean fisheries for swordfish have grown considerably in recent years (Table 28). Other nations bordering the EPO, such as Colombia, Costa Rica, Ecuador, French Polynesia, Mexico, and Peru, are also involved in fishing for swordfish.

The catches of swordfish in the Atlantic Ocean have declined during the last few years, apparently due to overfishing. There is no indication that swordfish are being overfished in the Pacific Ocean, but if

the fishing effort continues to increase overfishing could occur. Such being the case, there is a need to collect comprehensive statistical and biological information on the developing fisheries and to continue to collect such data for the well-established fisheries. Such information is essential for assessment of the effects of the fisheries on the stock or stocks of swordfish which are exploited. Standardized methods of data collection and coordinated analysis of the data are essential for obtaining effective assessments.

Most of the information in this section comes from IATTC Internal Report 24, printed in 1994. When little or no information on Pacific swordfish is available for a particular topic, information on that topic for Atlantic swordfish has been incorporated, as presentation of such information may facilitate understanding of the situation for Pacific swordfish.

Fisheries

Recreational fishermen rarely fish for swordfish, and no records of their catches are available. The catches of this species by recreational fishermen probably average less than 50 fish per year in the EPO.

The principal commercial swordfish harvests are made by longline, gillnet and, historically, harpoon fisheries. The world catches of swordfish increased from about 48,200 short tons in 1982 to about 89,300 tons in 1988, then declined to as low as 74,500 tons in 1991, and then increased to about 90,500 tons in 1993 (Table 28). (Unless indicated otherwise, all references to tons in this section indicate short tons.) The catches in the Pacific Ocean increased from about 20,400 tons in 1982 to an estimated 37,700 tons in 1993 (Table 28). The equivalent amounts for the EPO are 7,300 tons for 1982 and 16,800 tons for 1993 (Table 29). Of the 168,500 tons of swordfish harvested in the Pacific Ocean during the 1989–1993 period, Japanese fisheries accounted for the greatest portion of the catch (42 percent), with considerable amounts also taken by vessels of Chile (19 percent), the United States (16 percent), and the Philippines (12 percent). There are many problems with the catch statistics for swordfish. The data in Tables 28 and 29 were compiled from various sources, which often disagreed with one another. Several meetings on swordfish will be held during 1995 and 1996, and it is hoped that at least some of the problems can be resolved at these meetings.

Japan

The tuna longline fishery has accounted for 73 to 93 percent of Japan's annual swordfish catch since 1975. The principal target species of this Pacific-wide fishery was, prior to the mid-1970s, yellowfin tuna. Since then, deep longline gear has been increasingly used in the Pacific to catch highly-valued, deeper-swimming, bigeye tuna. Most longline sets are made early in the day, so that the gear fishes during the daylight hours, with retrieval occurring at or near dusk. It has been suggested that the swordfish caught by this gear are taken while the gear is being retrieved during periods of darkness.

During the 1952–1962 period, components of the Japanese longline fleet directed their effort at swordfish by fishing at night with squid, rather than with saury or other baitfish, for bait. This practice takes advantage of the fact that swordfish tend to remain near the surface during the night and in deeper water during the day. This type of fishing was first employed in the EPO in 1963. It was possible to distinguish effort directed at swordfish from other effort with records on the type of bait used. During the late 1960s, however, this distinction was clouded by the increasing use of squid for bait in ordinary (daytime) sets.

The annual effort by Japanese longline vessels in the Pacific ranged from about 275 to 300 million hooks during the 1970–1975 period, and from about 325 to 375 million hooks during the 1976–1987 period. The effort in the EPO was about 70 to 100 million hooks during 1970–1975, about 100 to 140 million hooks during 1976–1985, and about 190 million hooks in 1987.

Lesser amounts of swordfish are taken by the drift gillnet and harpoon fisheries. The gillnet fishery, which has existed since the 1800s, was initially conducted in nearshore waters, which yield peak

catches during July to October. With the development of drift gillnet technology, the fishery expanded to include more distant waters. Drift gillnet vessels participate in various fisheries, and, though they directed their effort at billfish during the early 1970s, they later shifted to tunas, particularly albacore. The swordfish catch by Japanese drift gillnet vessels has ranged from less than 200 tons in 1972 to 4,000 tons in 1976. After that, until 1993, when drift gillnetting on the high seas was banned, the average annual swordfish catch by Japanese drift gillnet vessels has been about 2,800 tons. Since 1993, the annual catch by Japanese gillnet vessels has been about 250 tons, all taken within 200 miles of the coast. During the period leading up to the 1970s, Japanese harpoon fisheries operating in nearshore waters annually harvested about 1,000 to 2,000 tons of swordfish. When Japanese drift gillnet fishermen began directing their effort toward billfish, the catch by the Japanese harpoon fisheries dropped to several hundred tons of swordfish annually, which could be due to competition with the gillnet fishery.

Chile

With developing markets for fresh and frozen swordfish in the United States in the 1980s, the annual swordfish catches increased from an average of about 200 to 300 tons prior to 1986 to 800 tons in 1986 and then to a peak of 8,000 tons in 1991 (Table 28). The 1992 catch was 7,000 tons. The Chilean artisanal fishery for swordfish operates 15 to 150 nm off northern and central Chile. More than 90 percent of the vessels are less than 18 m (60 feet) in length and fish with drift gillnets. A small part of this fleet continues to fish with harpoons. As the average vessel size has increased over time, an increasing proportion of the fleet has been licensed for and has fished with both drift gillnet and longline gear. Most of the Chilean swordfish catch is made during January to June, with the peak occurring from March to May. Because of low catch rates, the fishermen switch to other species by July or August.

United States

The principal U.S. Pacific swordfish fisheries are the drift gillnet fishery and the longline fishery.

Prior to the late 1970s, the only significant U.S. swordfish fishery was the harpoon fishery conducted off Southern California during the late summer and fall. Since the 1978 peak catch of about 1,600 tons, the annual catch in this fishery has dropped to about 100 to 200 tons.

The drift gillnet fishery has dominated the U.S. mainland swordfish catch since 1981. This fishery was originally directed at sharks, but is now directed seasonally at swordfish. During the first few years following this shift in fishing strategy, the annual swordfish catch by drift gillnets increased to a peak of about 1,600 tons in 1984 and 1985. Subsequently the catches decreased to about 800 tons in 1990 and 1991, but then increased to about 1,200 tons per year in 1992 and 1993. Approximately 80 percent of the drift gillnet catch of swordfish is made during September through December.

The most recent significant changes in the U.S. fishery for Pacific swordfish have been in the longline fishery operating from Hawaii and, more recently, Southern California. Prior to 1989, swordfish were an incidental catch of this fishery, which was directed at tunas and took place primarily within the U.S. Exclusive Economic Zone (EEZ) around Hawaii. During the early 1990s, U.S. vessels from the Atlantic coast and Gulf of Mexico, using fishing strategies developed for fishing Atlantic swordfish, including night sets of shallow gear with lighted hooks, entered the Hawaii-based fleet. As the fishing effort has increased with the addition of vessels, there has also been an expansion of the fishery to include significant effort in international waters outside the U.S. EEZ around Hawaii. The catch by the longline fleet based in Hawaii increased 10-fold, from about 200 tons in 1989 to about 2,100 tons in 1990, and then more than doubled to about 5,000 tons and 5,500 tons in 1991 and 1992, respectively. These catches are made mostly during the January-June period.

In late 1992, longline vessels which had been fishing in the Atlantic Ocean and the Gulf of Mexico began operating in the Pacific Ocean from Southern California ports. Only two or three of these

vessels were fishing in 1992, but they have continued to operate, with increasing effort, and by July 1994 the number of vessels had increased to at least 23. Several vessels have fished throughout the year to attempt to determine how best to operate, and other vessels have fished only when good fishing has been reported. By the end of 1994 the number of vessels had decreased to about 10 to 12, and it is expected that the fleet will further decrease to about 8 vessels by mid-1995. The vessels which have left the fishery have returned to the Gulf of Mexico. As is the case for the Hawaii-based fleet, these vessels also fish for tunas, and direct most of their effort toward swordfish when swordfish are most abundant or easiest to catch. IATTC observers accompanied two trips made by these vessels in 1994, and the IATTC staff has designed, printed, and distributed logbooks for use aboard them.

Mexico

The Mexican swordfish fishery began after Mexico's adoption of a 200-nm EEZ and restriction of foreign fishing operations within that zone. Prior to this time, high catches of billfish, including swordfish, were taken by the longline fisheries of distant-water fishing nations in what is now Mexico's 200-nm EEZ. During the 1980–1989 period Mexico authorized joint-venture longline fisheries operating under the Mexican flag. During the early 1980s the effort exerted by this fishery was low, but by the end of the decade about 10 to 15 vessels were participating in the fishery on an annual basis. Fishing effort (number of hooks set) varied widely during the period of this fishery, ranging from a low of about 260 thousand hooks in 1984 to a high of about 3.8 million hooks in 1988. The total swordfish catch made during the period this fishery existed was about 2,000 tons, with annual catches ranging from about 5 tons in 1984 to 520 tons in 1981.

Since the elimination of the joint venture longline fisheries for billfish, a drift gillnet fishery for billfish within the Mexican EEZ has developed. It is estimated that by 1990 about 25 vessels from 16 companies were operating and that these numbers nearly doubled to about 44 vessels from 37 companies by 1992. The swordfish catch by these vessels was about 870 tons in 1990, 1,150 tons in 1991, 770 tons in 1992, and 550 tons in 1993. In 1992, 27 permits had been issued for this fishery and 24 boats were operating.

Stock assessment

Three general types of models, production models, age-structured models, and spawner-recruit models, are used to assess the condition of stocks of fish.

Production models, which make use of data for the stock as a whole, rather than for individual fish, are fairly simple to use, as they require only data on catch and fishing effort. However, the data must be for a discrete stock of fish, and there must be data for a series of years during which the amount of effort varied considerably. Furthermore, the effect of the gear on the fish must be the same from year to year, or adjustments must be made to the data to compensate for changes in the gear. For example, during the mid-1970s most Japanese longline fishermen modified their gear to fish in deeper water, which increased their catches of bigeye tuna and decreased their catches of most other tunas and billfishes. If adjustments are not made to compensate for this, it would appear that the abundance of bigeye increased and the abundances of the other species decreased during the mid-1970s, whereas such was not necessarily the case. The assumptions required when using production models are discussed in greater detail earlier in this report in the section dealing with stock assessment of yellowfin. Because these assumptions are not always fully satisfied, production models often provide less precise estimates of the effects of fishing than do more sophisticated models.

Age-structured models require data on recruitment and on the growth and mortality rates of individual fish, which are often difficult to obtain, but they often produce better results than do production models. Estimates of these parameters are obtained from analyses of size and age data from fish

in the catch and from tag-and-recapture experiments. The differences in growth and longevity of males and females can be incorporated into age-structured models.

Spawner-recruit models are based upon comparisons of the relationships between abundance of spawners and subsequent abundance of eggs, larvae, juveniles, or recruits to the fishery. The differences in growth and longevity of males and females must be incorporated into spawner-recruit models.

Production models, using data from the Japanese longline fishery for 1952 through 1980, have been applied to swordfish in the Pacific Ocean by several investigators. Their results were only tentative, for at least two reasons. First, due to lack of data on tag returns, meristic and morphometric characteristics, genetic characteristics, etc., the investigators had to make assumptions regarding stock structure based on the distribution of catches of the fish, and these assumptions may eventually prove to be incorrect. Second, due to lack of data which could be used to make adjustments for differences in the vulnerability of the fish to capture, they had to assume that swordfish were equally vulnerable to capture by longline gear in all years, seasons, and areas. It was concluded that the swordfish were capable of supporting greater catches than those which were taken during that period. The fisheries have changed since then, however. By 1992, the swordfish catch in the Pacific Ocean had reached nearly 39,000 tons, a 76-percent increase since 1986. The Japanese share of this catch declined from about 72 percent to about 44 percent, so the Japanese fishery may no longer provide coverage adequate to monitor the entire fishery. Data for the coastal fisheries of Chile, Costa Rica, Ecuador, Mexico, the Philippines, the United States, and other nations should be included in future analyses. Because the fisheries are expanding, it is important to initiate such analyses as soon as possible.

As part of continuing joint research into the ecology and relative abundance of Pacific billfishes, undertaken with the National Research Institute of Far Seas Fisheries, Shimizu, Japan, a model for standardization of fishing effort incorporating biological and oceanographic data has been developed. This model, which is described in the section entitled **Billfish studies**, has been applied to data for swordfish in the EPO for the period ending in 1987 (the last year for which detailed data are currently available). The results clearly showed seasonal shifts of swordfish distribution in the EPO, suggesting that migration might play an important role in the status of swordfish in this area. Further analyses, using delay-difference biomass models, showed that the EPO stocks are comprised of fish which are recruited directly from the EPO (internal recruitment) and from net migration into the region from areas outside the range of the analyses. These results will make it possible to produce more reliable stock assessments based on production models in the near future, and eventually they should be useful in the application of stock assessments based on age-structured models and spawner-recruit models.

Discussion and conclusions

After a decline in the catches of swordfish in the Pacific Ocean during the early 1960s, when the Japanese longline fleet in the northwestern Pacific began to direct its effort toward species other than swordfish, the Pacific-wide catch began to increase. Based on the growing world demand for swordfish and the steady increase in catches in the Atlantic and Mediterranean, it is expected that the catches in the Pacific will continue to increase as long as the abundance of the fish will support that increase. If the catches continue to increase, it is possible that, based on the Atlantic experience, the abundance of swordfish will be reduced to the point that the catches will eventually decline. The question arises as to how overfishing might be avoided, that is how exploitation can be kept in balance with the ability of the swordfish population to support the catches. The answer, of course, is that we must gain sufficient understanding of the population dynamics of swordfish and have the will to utilize this understanding for purposes of management.

There are a number of technical requirements that must be met to ensure adequate stock assessment. One of the most important prerequisites for management is an understanding of the population structure of the stocks of swordfish that are the object of exploitation. It must be known whether the fish which are the object of a particular fishery mingle with fish which are the objects of other fisheries and whether they interbreed with those fish, as attempts to manage one fishery will not be effective if fish move from that fishery into other fisheries where there were no similar or complementary management measures. It is therefore necessary to understand the stock structure of the species in question before production, age-structured, or spawner-recruit models can be applied with confidence.

Comprehensive catch and effort data are necessary for application of production models. For each fishery, data are needed on the catches for small areas and short time intervals, along with measures of fishing effort, such as numbers of vessels operating, numbers of hooks set per day, or hours of deployment for drift gillnets. Corresponding information for recreational fisheries, if and when the catches by those fisheries became important, is also necessary. A practical way to collect such information for commercial fisheries is through the establishment of a logbook system to be maintained by vessel captains or crew members, complemented by an observer program. Other systems, such as monitoring of important landing locations, could be developed for smaller vessels. With this sort of data, analyses utilizing production models could be carried out. Although limited in scope, these models could provide initial estimates of potential catches and early warnings of overfishing.

Measurements of the lengths and/or weights of fish in the catch, plus catch data, are necessary for application of age-structured models. These data can be used to estimate the rates of growth and of natural and fishing mortality. In addition, information on reproductive characteristics, such as sex ratio, fecundity, frequency of spawning, and location of spawning areas, should be collected. A program to collect such data would have to include sampling at many of the major landing sites of the commercial fisheries. Samples would have to be collected on a regular basis for an extended period of time.

The information required for application of spawner-recruit models is essentially the same as that required for application of age-structured models.

Assuming that an adequate understanding of the population dynamics of swordfish is available, there are, nevertheless, several non-scientific issues that may complicate the implementation of management. These include conflicts among commercial fishermen using different types of gear, conflicts between commercial and recreational fishermen, an ever-increasing awareness of and concern over "bycatch" (capture of species other than the "target" species), and the eventual problems of distribution of catches among users. (In this report bycatch is defined as the total catch of non-target species, including fish and other animals which are retained, released alive, or discarded dead. The principal target species are tunas and billfishes for the longline fisheries and swordfish and sharks for the drift gillnet fisheries.) A decision to eliminate drift gillnetting on the high seas has already been made, and eventually further decisions for the distribution of catches among gear types, and possibly among nations, may follow.

Longlines and drift gillnets take the greatest amounts of swordfish in the Pacific Ocean. The probability of capturing swordfish can be increased by altering the locations in which the gear is deployed, the configuration of the gear, etc., but in no case can catches of only swordfish be assured. Longlines and drift gillnets normally capture a variety of large pelagic fishes, such as tunas, marlins, and sharks, along with swordfish. Marlins are less common in the catches of gillnet vessels than in those of longline vessels. In addition, a few marine mammals and turtles are occasionally taken by both longline and gillnet vessels.

Swordfish are rarely caught by sport fishermen. However, the sport fisheries for marlins and sailfish are important, and fisheries directed at swordfish often catch marlins and sailfish. Such being the case, recreational fishermen are concerned that the growing fisheries for swordfish will reduce the supply of marlins and sailfish.

The actual and perceived capture of marine mammals, turtles, and birds by longlines and marine mammals and turtles by drift gillnets has resulted in action on the part of some groups to limit the use of these types of gear. It is imperative, if this perceived problem is to be resolved, that information be collected on the numbers and kinds of animals taken as bycatches. (It should be noted that information on the bycatches of drift gillnet vessels operating off California has been published by the California Department of Fish and Game (Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 175) and the U.S. National Marine Fisheries Service.) Along with these efforts to collect data, it would be desirable to design, develop, and implement modifications to the fishing gear and/or its deployment which would reduce the bycatches, if it is shown that the gear has significant impacts on the species making up the bycatches.

The other major issue that must be dealt with is distribution of the catch among users. This is the crux of most fisheries problems, and in an international fishery in which vessels of a number of nations participate it is the most difficult to solve.

A proper institutional format for managing the swordfish resources of the Pacific must be responsive to the unique characteristics of swordfish and the fisheries for them. Swordfish are distributed widely throughout the tropical, subtropical, and temperate waters of the Pacific Ocean, and apparently they frequently move from the EEZs of various nations to the high seas and vice versa and across national boundaries from one coastal state to another. At least half of the total Pacific catch of swordfish is probably taken on the high seas beyond the EEZs of any nation. The fleets which fish for swordfish are at least as mobile as the fish, and probably more so. The market for swordfish is international; swordfish from Chile, for example, may end up in Japanese, European, or U.S. markets, depending on supply, demand, and price. Research on swordfish is conducted by several national research institutions on stocks or portions of stocks of concern to the respective nations. International research is conducted in the EPO by the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan and the IATTC.

Considering the characteristics of swordfish and the fisheries for them in the Pacific Ocean, it is clear that cooperation among the interested nations is required for proper management of these resources. This is not a new concept. In fact, Article 64 of the United Nations Convention on the Law of the Sea calls for cooperation in the management of highly-migratory species. It is only through such international cooperation that the swordfish stocks of the Pacific Ocean can be maintained in a healthy condition, which would be beneficial to everyone concerned.

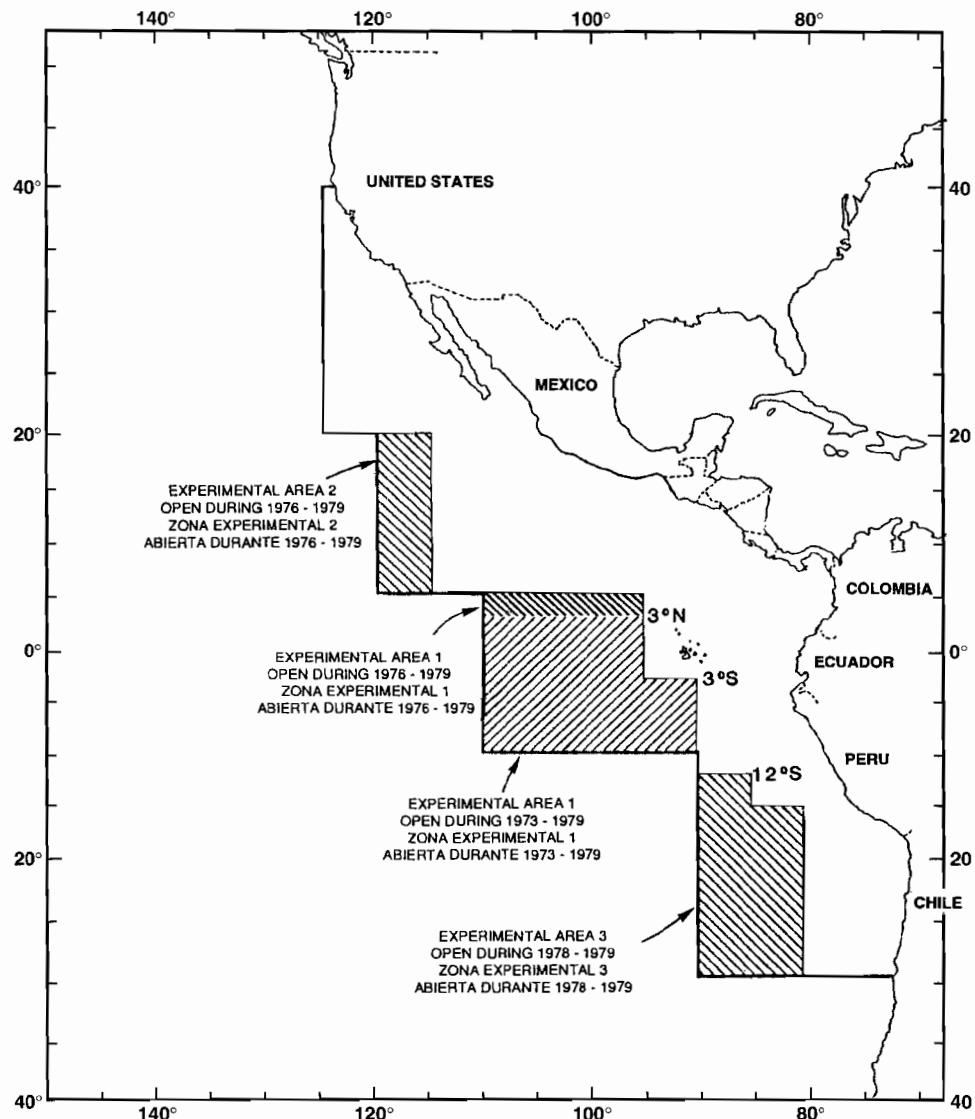


FIGURE 1. The Commission's Yellowfin Regulatory Area (CYRA).

FIGURA 1. Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA).

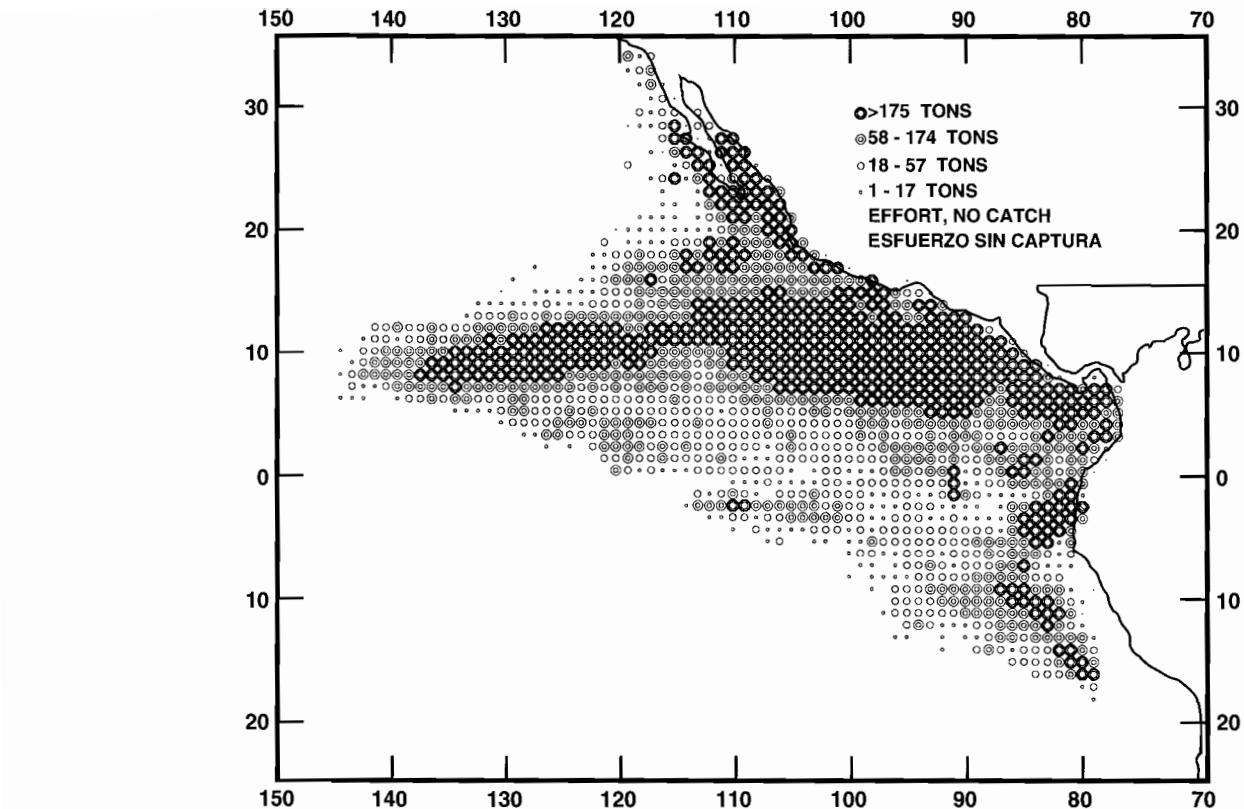


FIGURE 2. Average annual catches of yellowfin in the EPO during 1979-1993 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained. The averages were calculated only for 1-degree areas for which three or more years of data were available.

FIGURA 2. Capturas medias anuales de aleta amarilla en el OPO durante 1979-1993, de todos los viajes de barcos cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables. Se calcularon promedios solamente para las áreas de 1° para los cuales se disponía de tres años o más de datos.

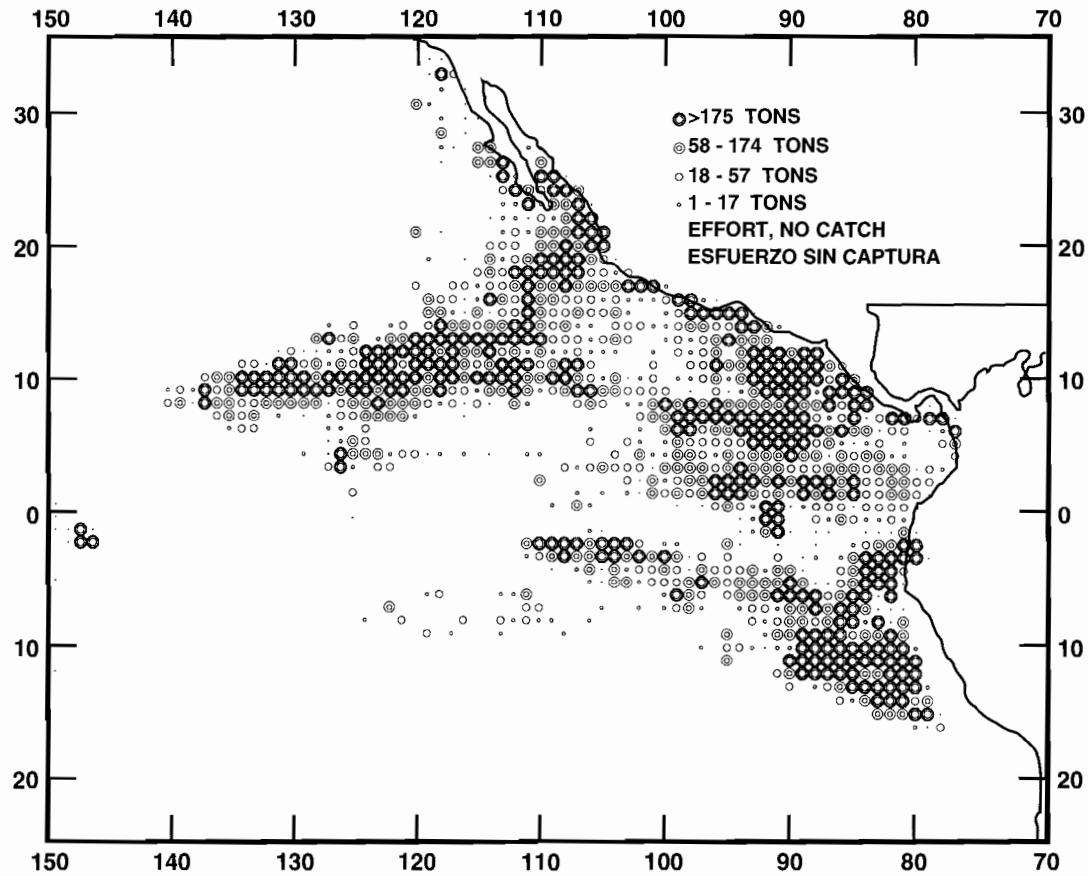


FIGURE 3. Catches of yellowfin in the EPO in 1994 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained.

FIGURA 3. Capturas de aleta amarilla en el OPO en 1994 de todos los viajes de barcos cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables.

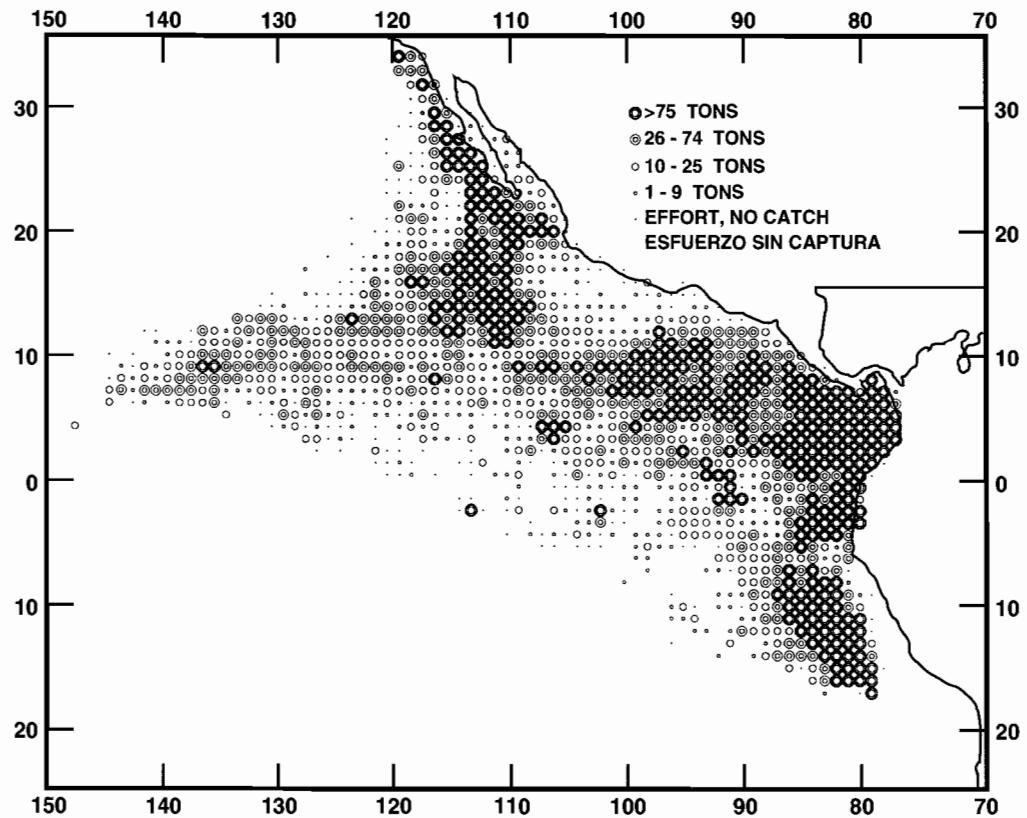


FIGURE 4. Average annual catches of skipjack in the EPO during 1979-1993 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained. The averages were calculated only for 1-degree areas for which three or more years of data were available.

FIGURA 4. Capturas medias anuales de barbilete en el OPO durante 1979-1993, de todos los viajes de barcos cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables. Se calcularon promedios solamente para las áreas de 1° para los cuales se disponía de tres años o más de datos.

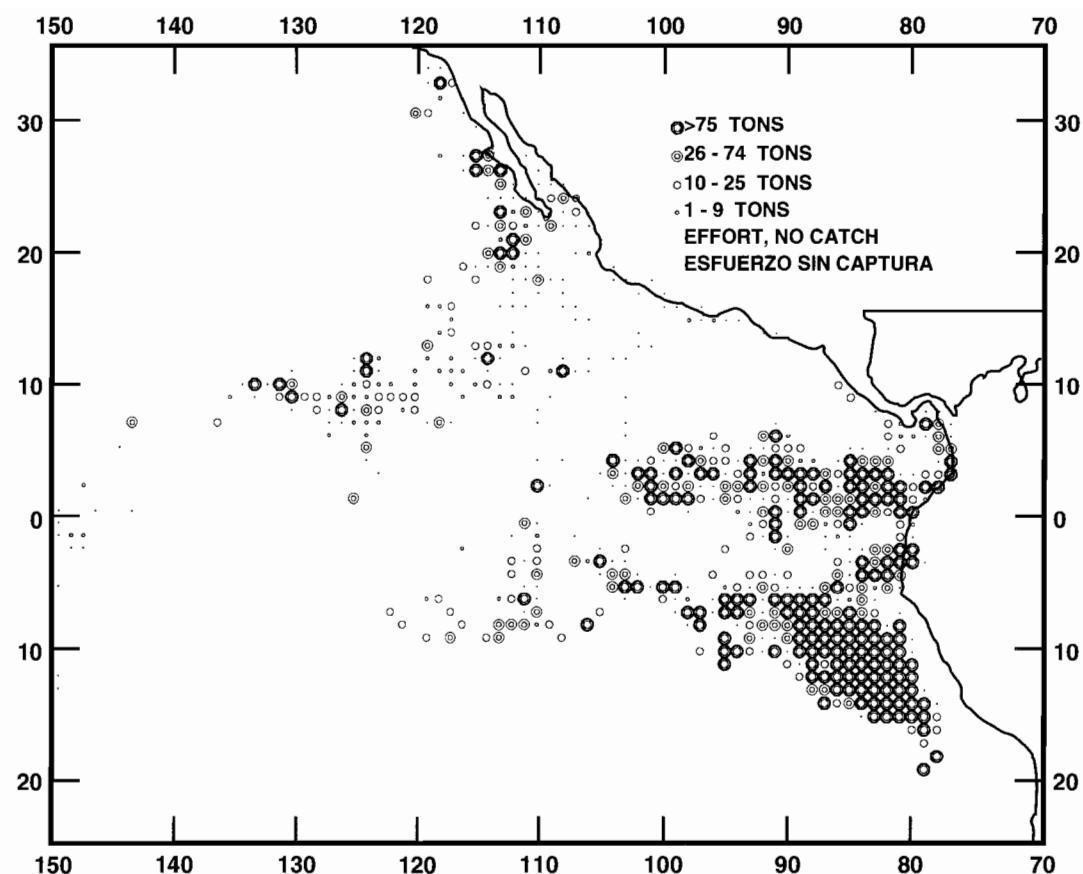


FIGURE 5. Catches of skipjack in the EPO in 1994 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained.

FIGURA 5. Capturas de barrilete en el OPO en 1994 de todos los viajes de barcos cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables.

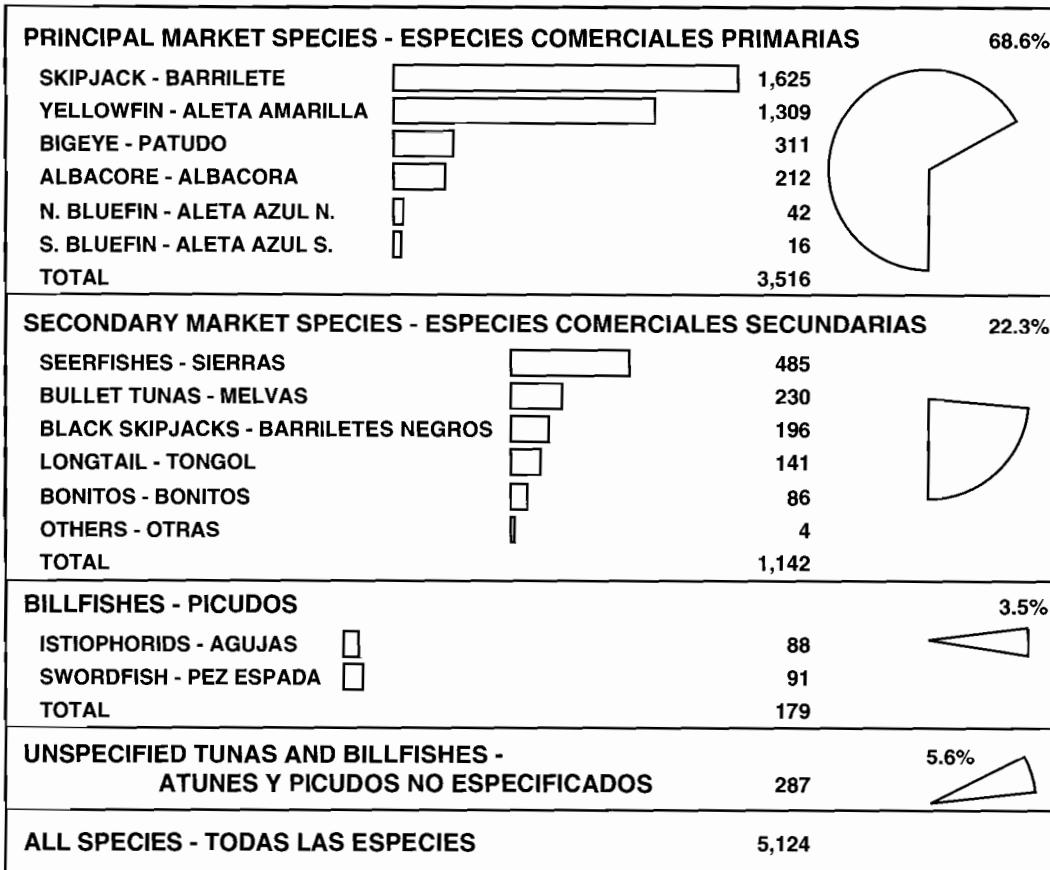


FIGURE 6. World catches of tunas and tuna-like species in 1993, in thousands of short tons.

FIGURA 6. Capturas mundiales de atunes y especies afines en 1993, en miles de toneladas cortas.

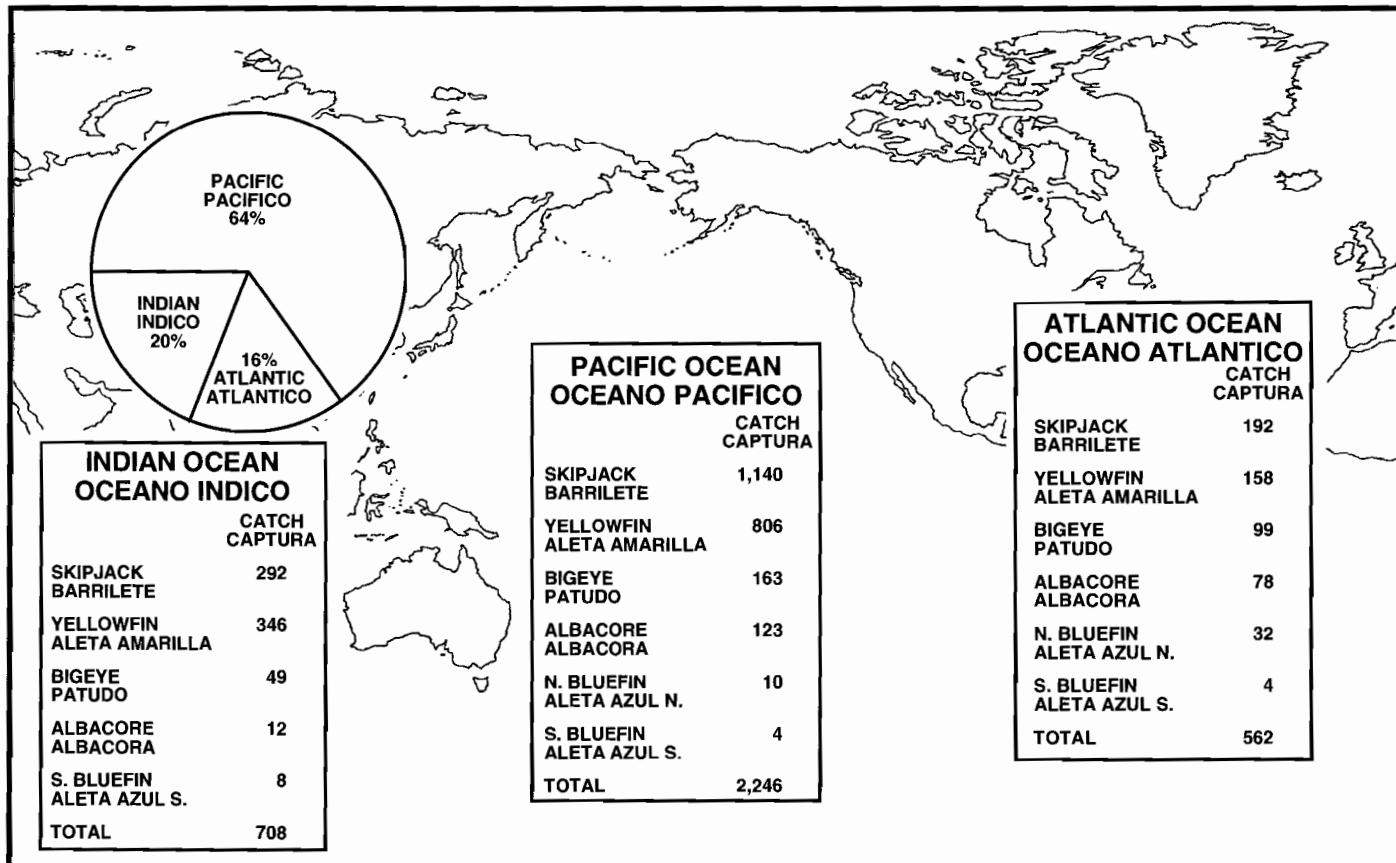
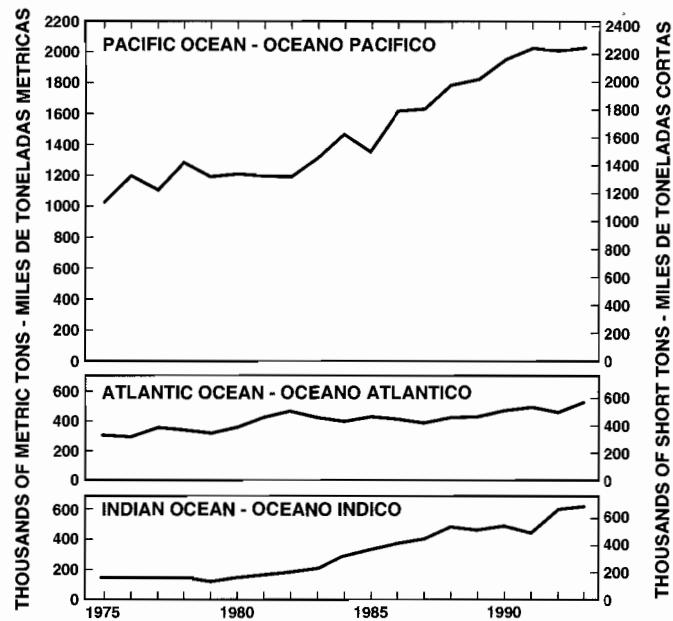
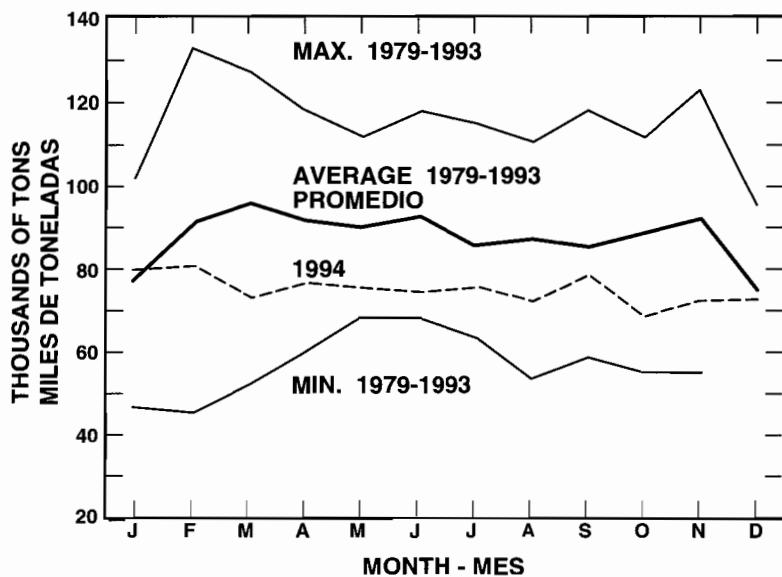


FIGURE 7. Catches of the principal market species of tunas in 1993, in thousands of short tons.

FIGURA 7. Capturas de las principales especies comerciales de atunes en 1993, en miles de toneladas cortas.

**FIGURE 8.** Catches of the principal market species of tunas.**FIGURA 8.** Capturas de las principales especies comerciales de atunes.**FIGURE 9.** Average, minimum, and maximum values for monthly capacity at sea in the EPO during 1979-1993, and the 1994 monthly values.**FIGURA 9.** Valores mensuales medios, mínimos, y máximos de la capacidad en el mar en el OPO durante 1979-1993, y los valores mensuales de 1994.

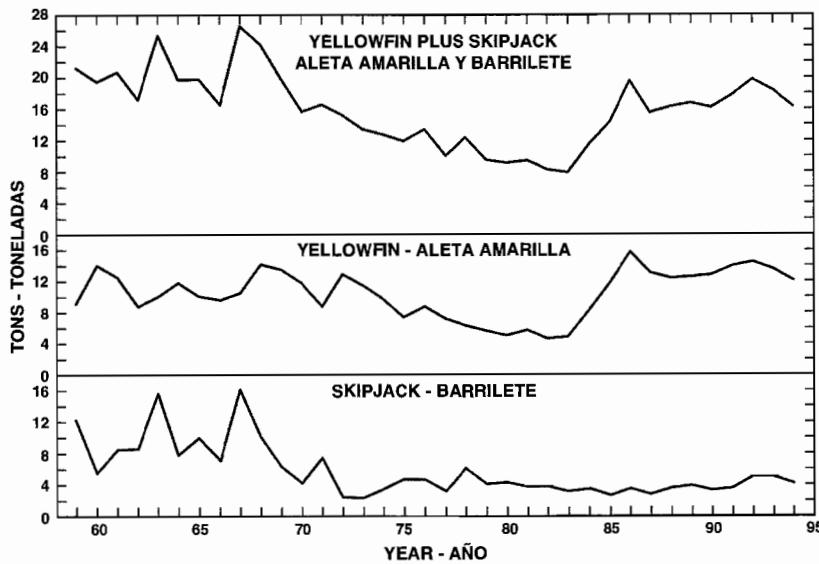


FIGURE 10. Catch per day's fishing for yellowfin and skipjack in the eastern Pacific Ocean, in Class-6 purse-seine units. The data for 1994 are preliminary.

FIGURA 10. Captura por día de pesca de aleta amarilla y barrilete en el Océano Pacífico oriental, en unidades cerqueras de la Clase 6. Los datos de 1994 son preliminares.

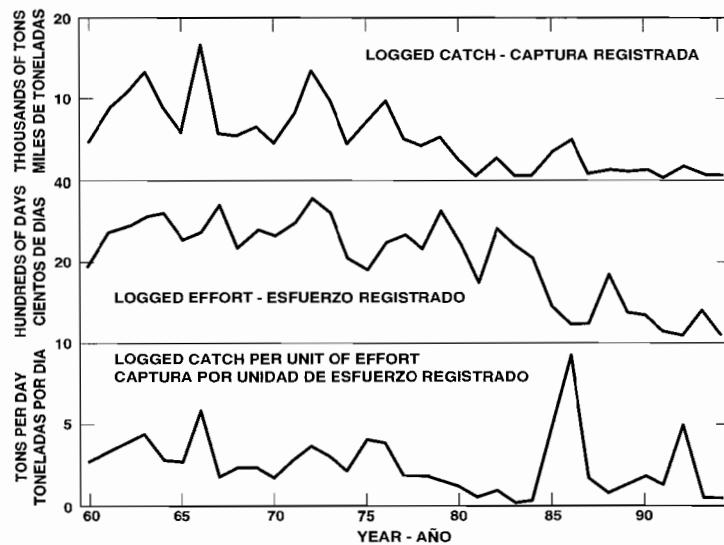


FIGURE 11. Catch, effort, and catch-per-unit-of-effort data for the surface fishery for northern bluefin tuna in the eastern Pacific Ocean, as determined by the habitat index method. The data for 1994 are preliminary.

FIGURA 11. Datos de captura, esfuerzo, y captura por unidad de esfuerzo para la pesquería de superficie de atunes aleta azul del norte en el Océano Pacífico oriental, calculados con el método de índice del hábitat. Los datos de 1994 son preliminares.

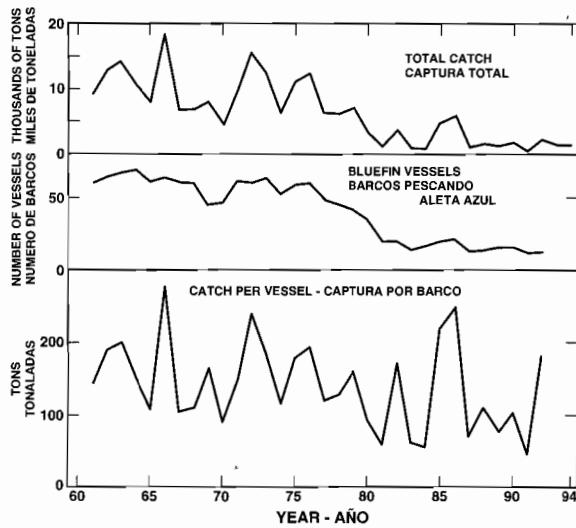


FIGURE 12. Catch, effort, and catch-per-unit-of-effort data for the surface fishery for northern bluefin tuna in the eastern Pacific Ocean, as determined by the bluefin vessel index method.

FIGURA 12. Datos de captura, esfuerzo, y captura por unidad de esfuerzo para la pesquería de superficie de atunes aleta azul del norte en el Océano Pacífico oriental, calculados con el método de índice de barcos que pescan aleta azul.

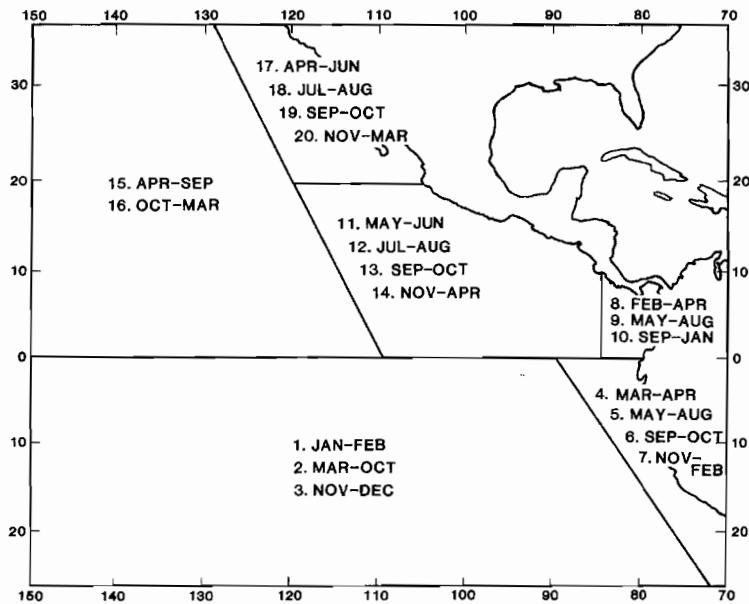


FIGURE 13. Season-area strata used to standardize the catch rates of all sizes of yellowfin combined.

FIGURA 13. Estratos de temporada-área usados para estandarizar las tasas de captura de aleta amarilla de todas tallas combinadas.

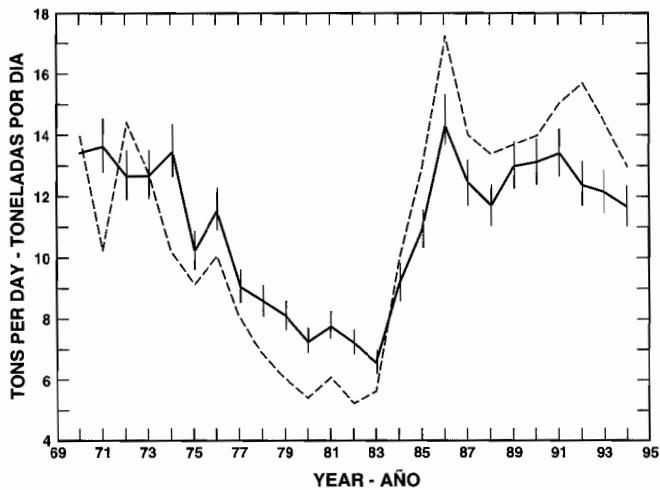


FIGURE 14. Comparison of annual indices of yellowfin abundance. The solid line is the index from the general linear model, with the 25-year mean set equal to the 25-year mean CPDF, and the vertical bars are the approximate 95-percent confidence limits. The dashed line is the index most commonly used, CPDF for vessels of greater than 400 tons carrying capacity. The data for 1994 are incomplete.

FIGURA 14. Comparación de los índices anuales de abundancia del aleta amarilla. La línea continua representa el índice del modelo lineal general, con el promedio de 25 años fijado igual a la CPDP media de 25 años, y las barras verticales los límites de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos representa el índice de uso más frecuente, CPDP de barcos de más de 400 toneladas de capacidad de acarreo. Los datos de 1994 son incompletos

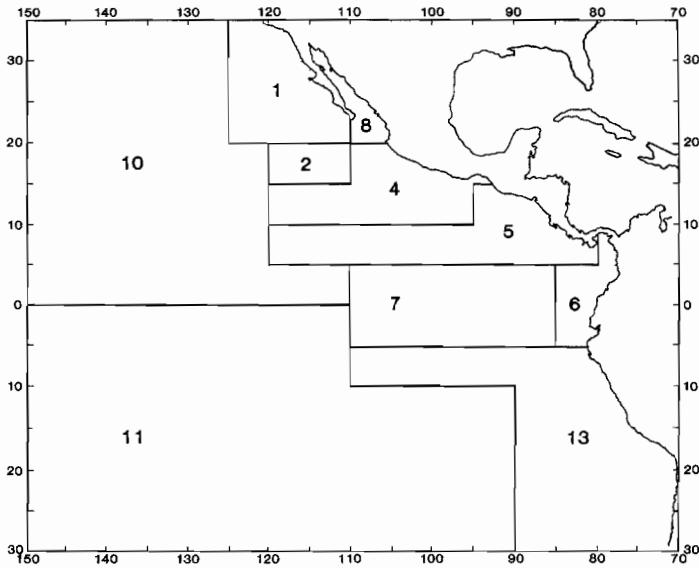


FIGURE 15. Areas used for sampling lengths of tunas in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 15. Areas usadas para el muestreo de tallas de atunes en el Océano Pacífico oriental.

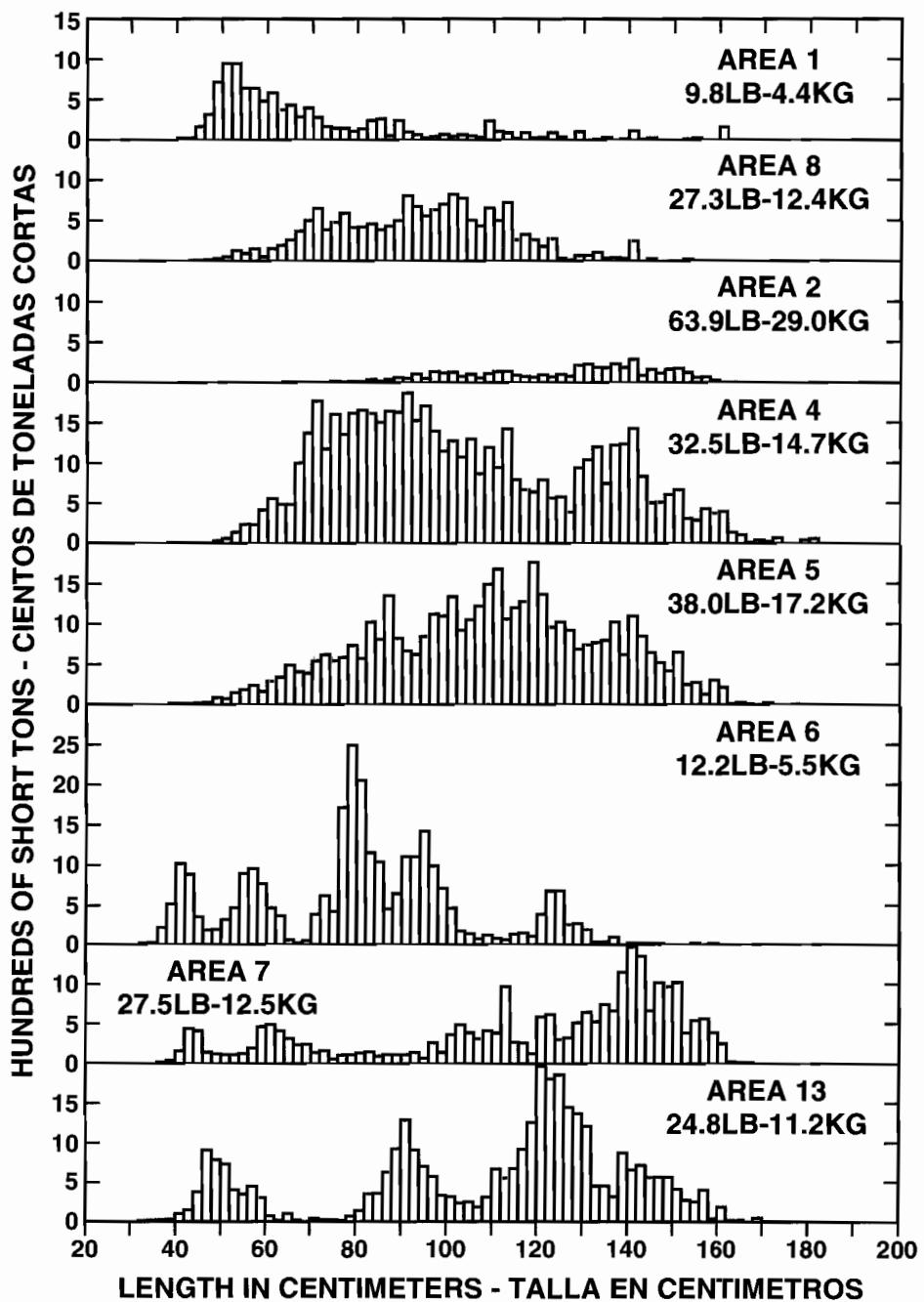


FIGURE 16. Estimated catches of yellowfin by surface gear in the market-measurement areas of the CYRA in 1994. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 16. Captura estimada de aleta amarilla por artes de superficie en las zonas de medición del ARCAA en 1994. El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el peso promedio.

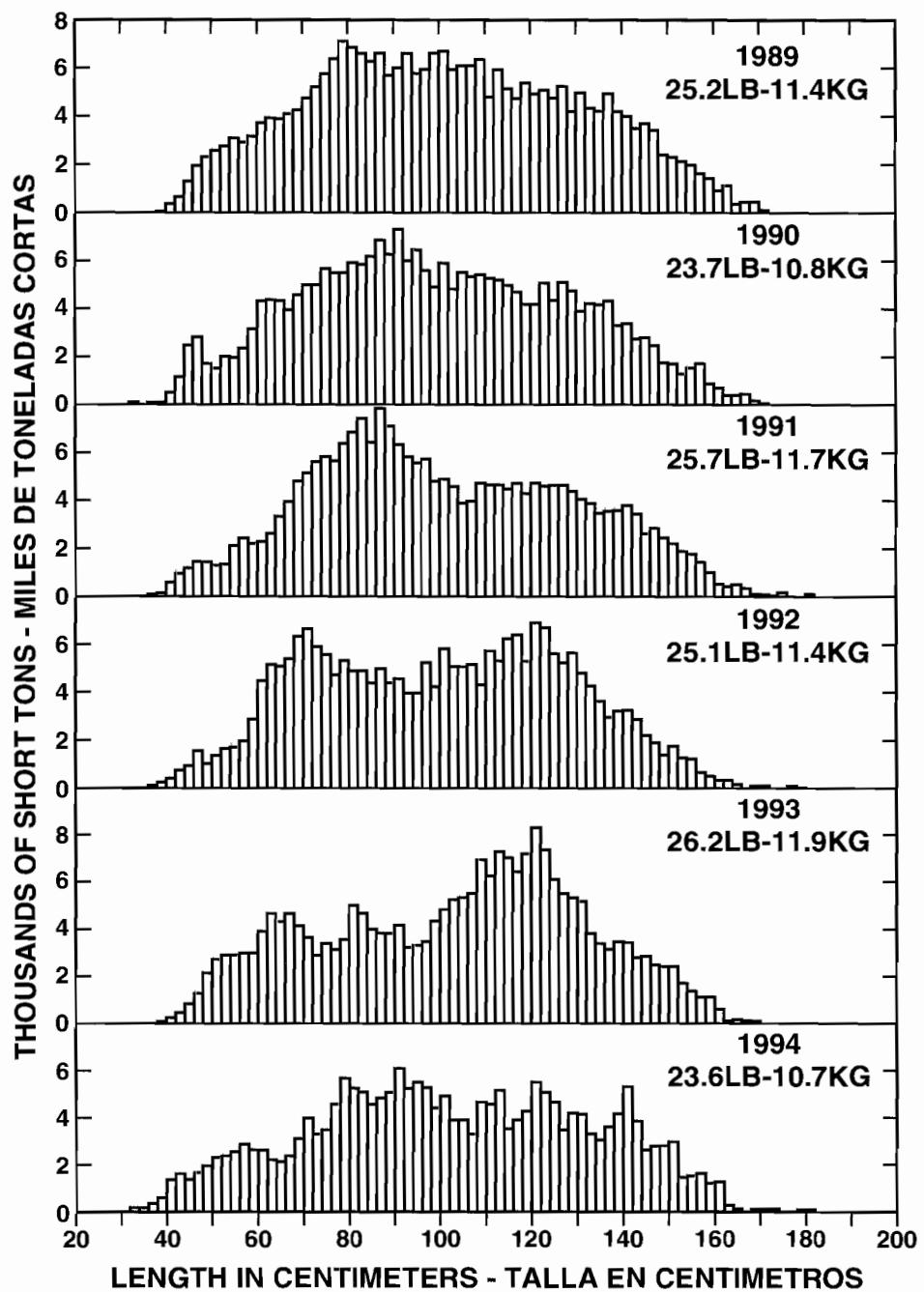


FIGURE 17. Estimated catches of yellowfin by surface gear in the CYRA. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 17. Captura estimada de aleta amarilla en el ARCAA por artes de superficie. El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el peso promedio.

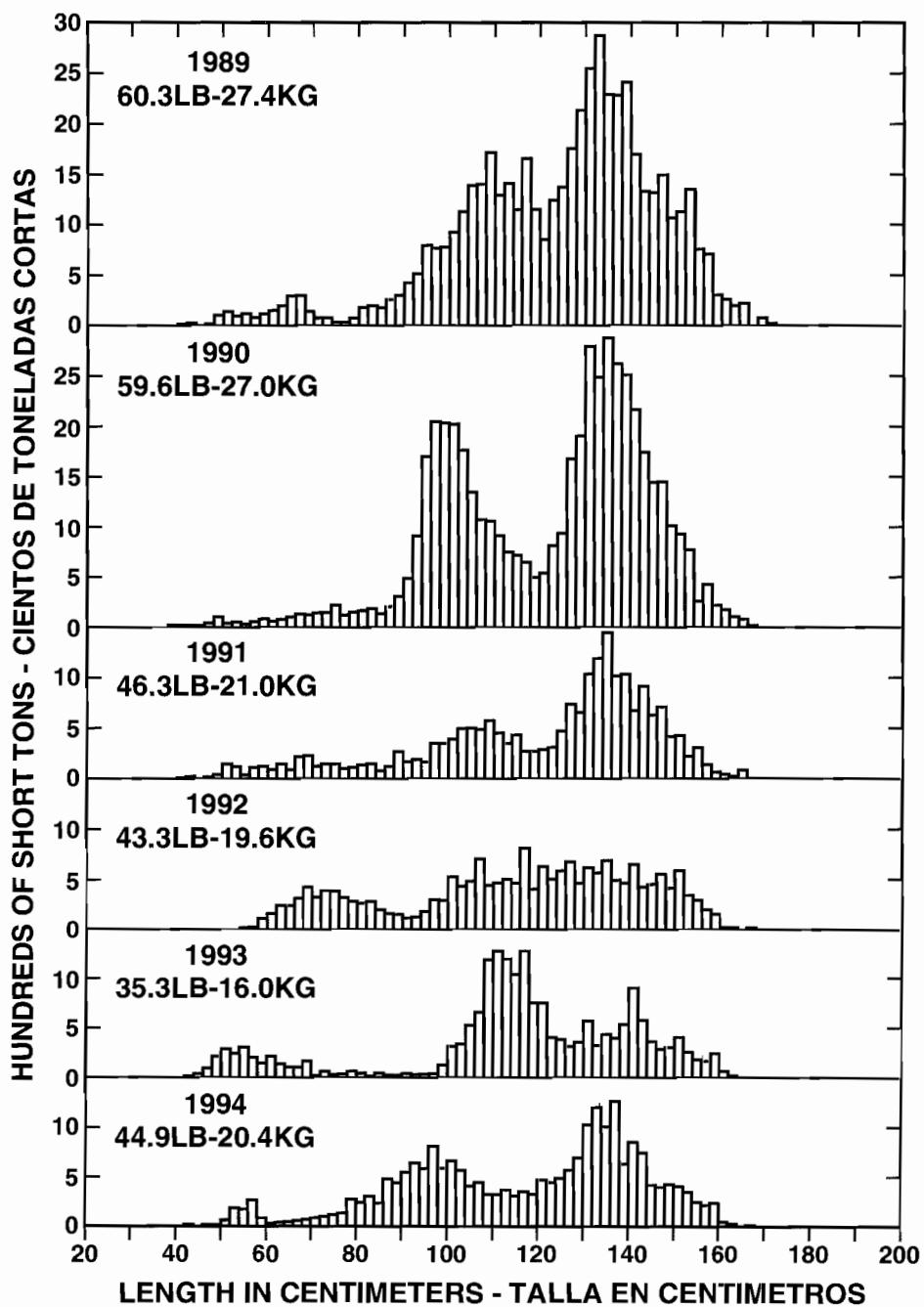


FIGURE 18. Estimated catches of yellowfin by surface gear in the area between the CYRA boundary and 150°W. The values in the upper left corners of the panels are average weights.

FIGURA 18. Captura estimada de aleta amarilla por artes de superficie en la zona entre el límite del ARCAA y 150°W. El valor en la esquina superior izquierda de cada recuadro representa el peso promedio.

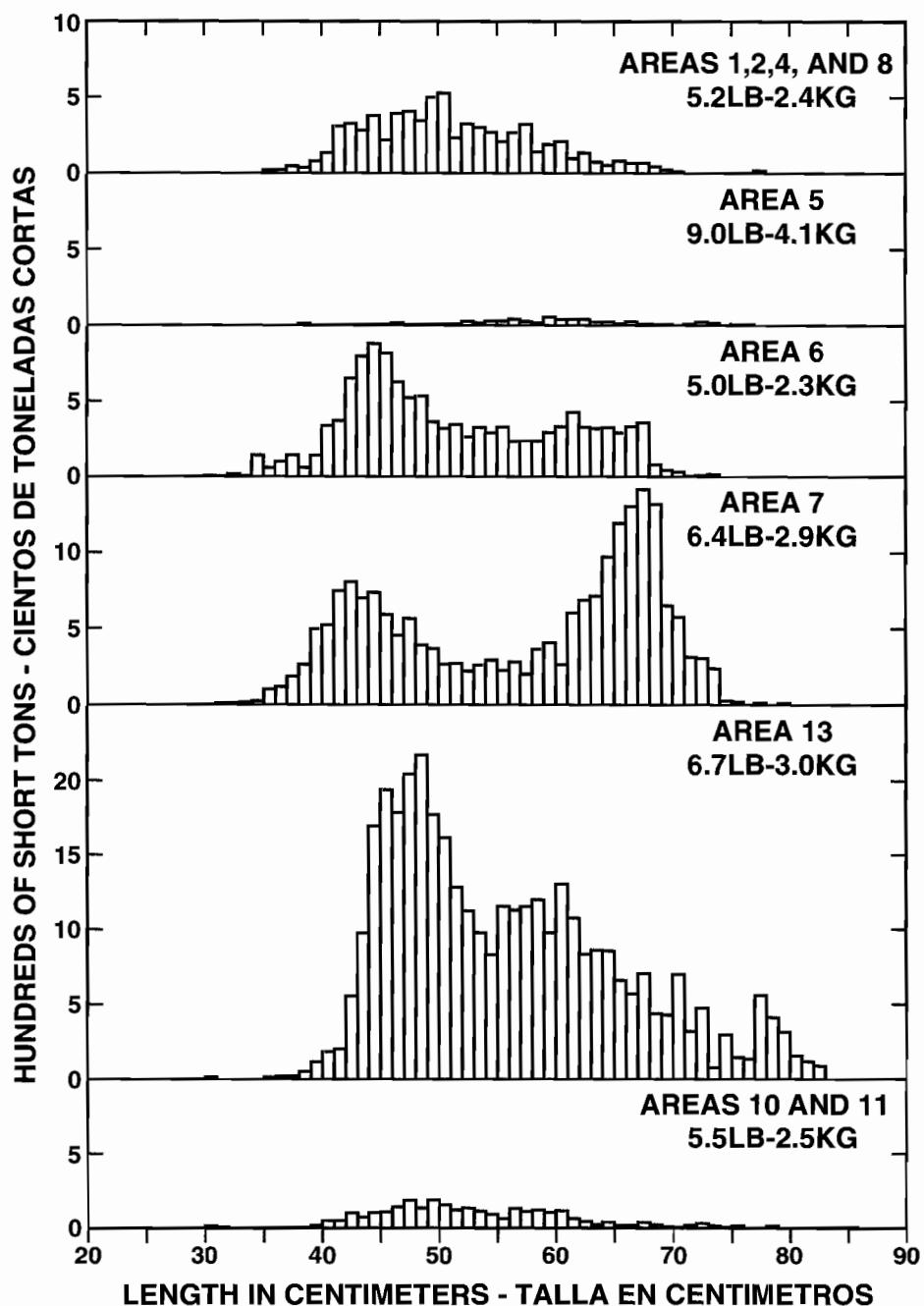


FIGURE 19. Estimated catches of skipjack in selected market-measurement areas of the eastern Pacific Ocean in 1994. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 19. Captura estimada de barrilete en áreas de medición seleccionadas del Océano Pacífico oriental en 1994. El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el peso promedio.

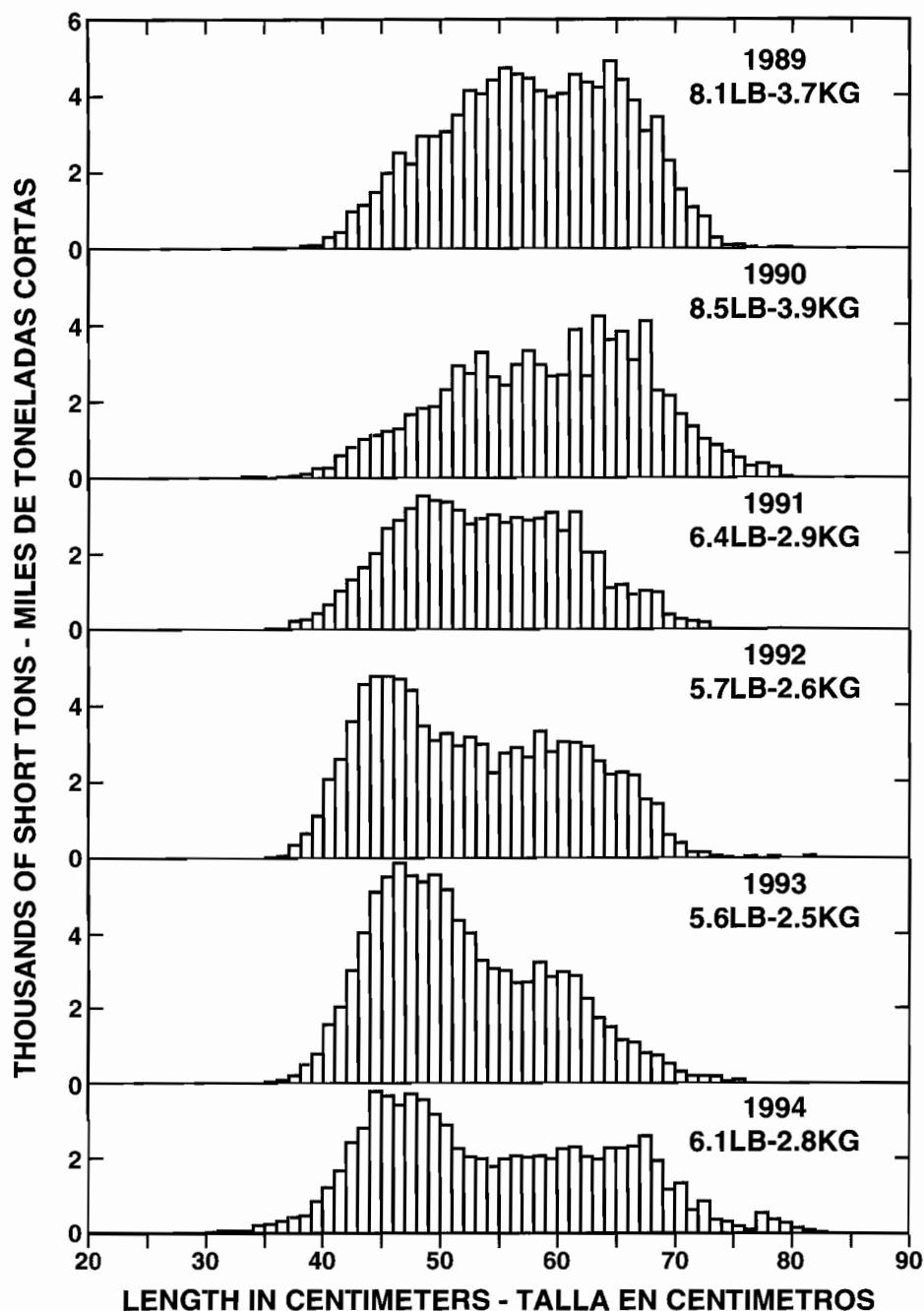


FIGURE 20. Estimated catches of skipjack in the eastern Pacific Ocean. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 20. Captura estimada de barrilete en el Océano Pacífico oriental. El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el peso promedio.

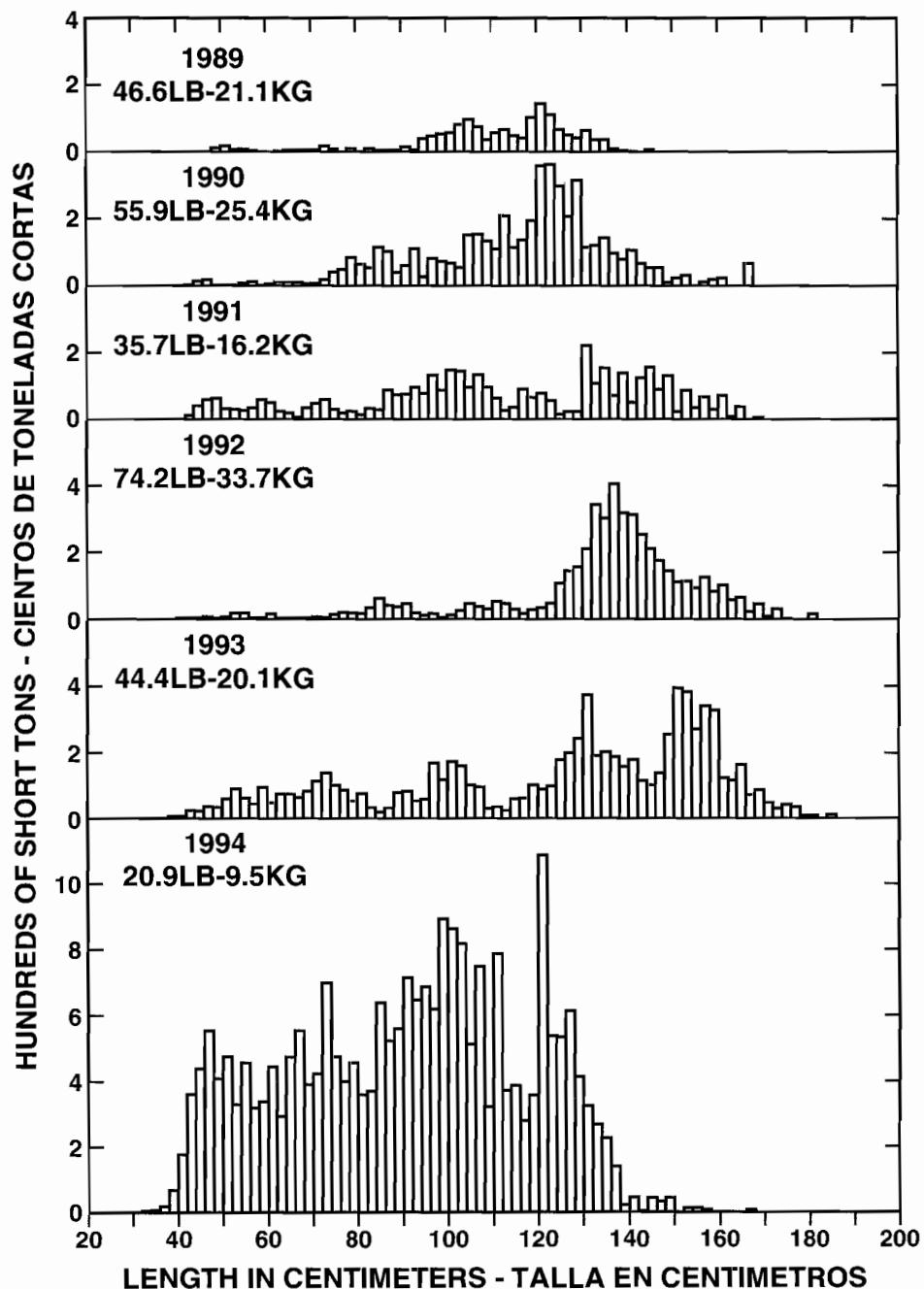


FIGURE 21. Estimated catches of bigeye by surface gear in the eastern Pacific Ocean. The values in the upper left corners of the panels are average weights.

FIGURA 21. Captura estimada de patudo por artes de superficie en el Océano Pacífico oriental. El valor en la esquina superior izquierda de cada recuadro representa el peso promedio.

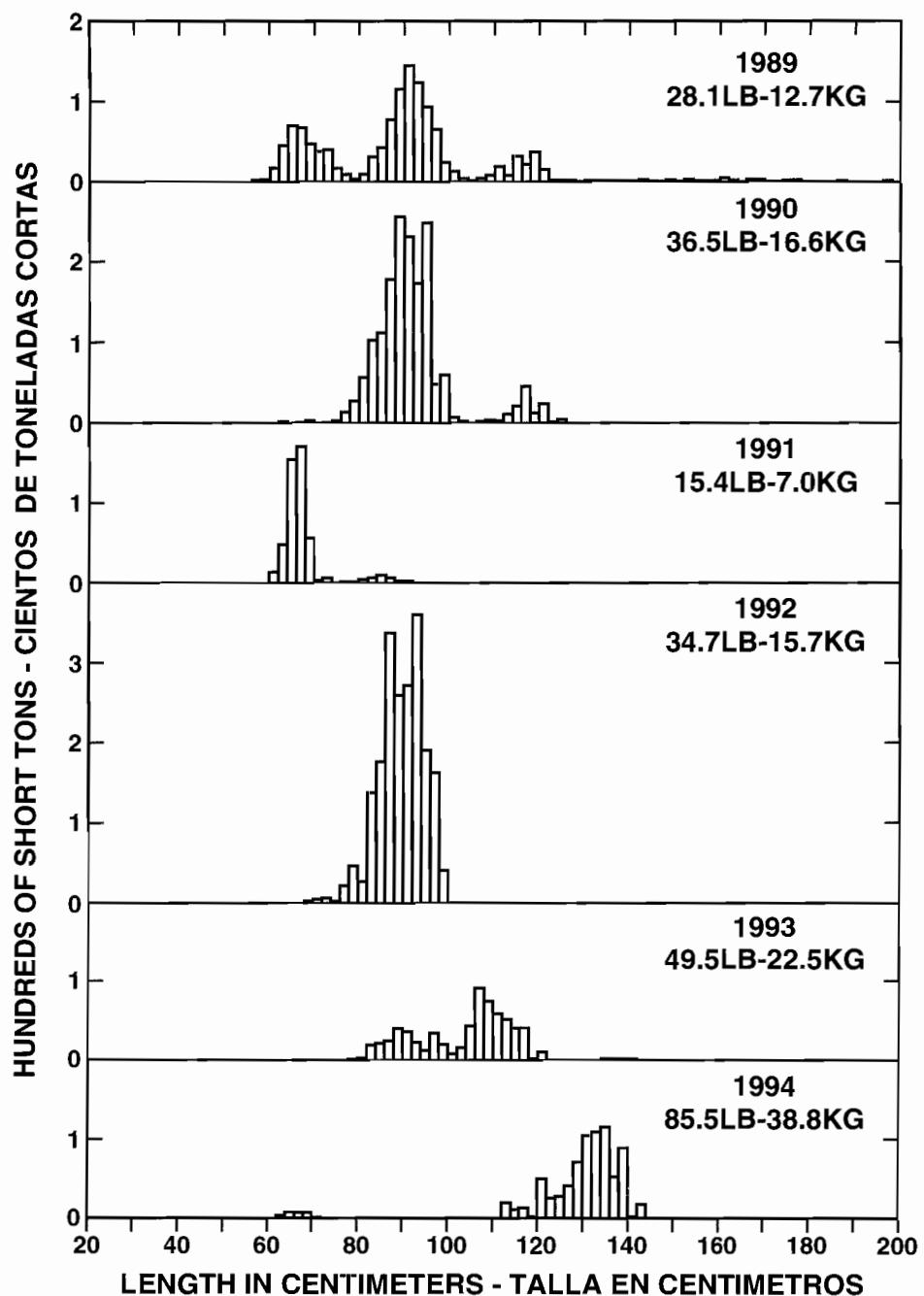


FIGURE 22. Estimated catches of northern bluefin by surface gear in the eastern Pacific Ocean. The values in the upper right corners of the panels are average weights.

FIGURA 22. Captura estimada de aleta azul del norte por artes de superficie en el Océano Pacífico oriental. El valor en la esquina superior derecha de cada recuadro representa el peso promedio.

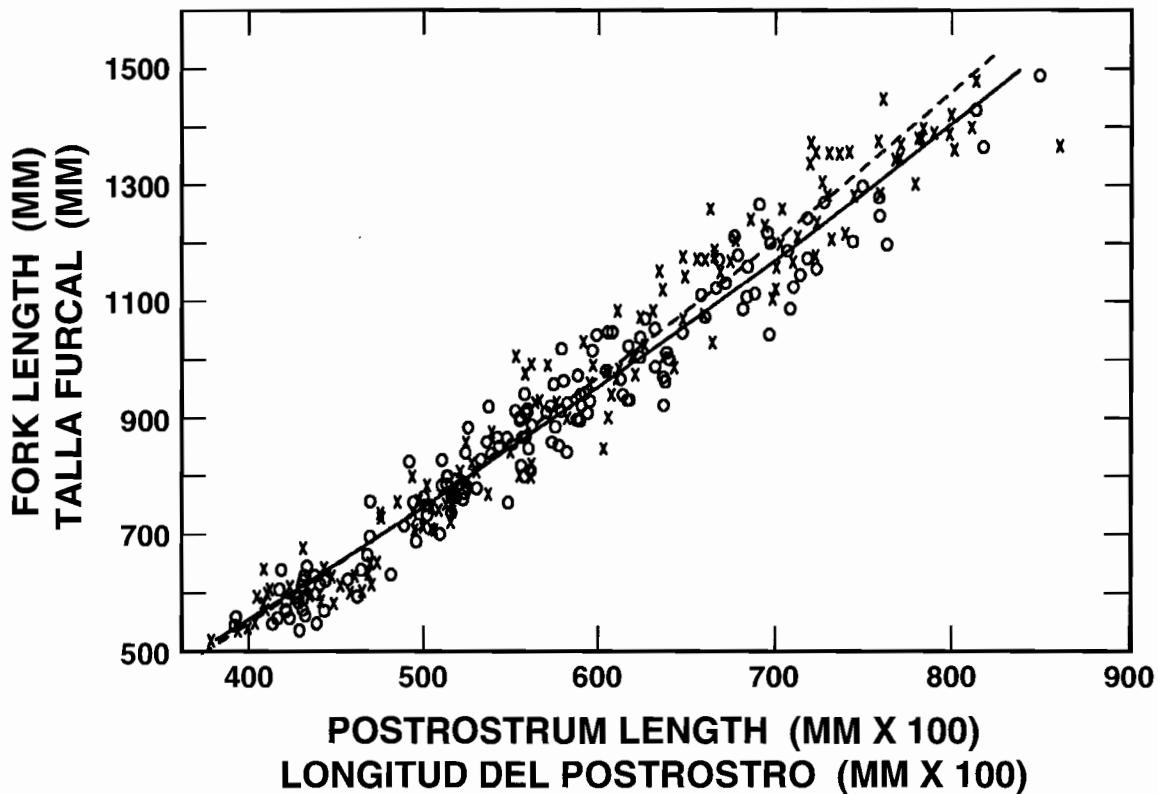


FIGURE 23. Fork length as a function of postrostrum length for yellowfin tuna collected in the two regions of the eastern Pacific Ocean described in the text. The northern data and their regression line are represented by circles and the solid line, and the southern data and their regression line are represented by Xs and the dashed line.

FIGURA 23. Talla furcal como función de la longitud postrostral en atunes aleta amarilla capturados en las dos regiones del Océano Pacífico oriental descritas en el texto. Los datos norteamericanos y su línea de regresión son representados por círculos y la línea sólida, y los datos sureños y su línea de regresión por X y la línea de trazos.

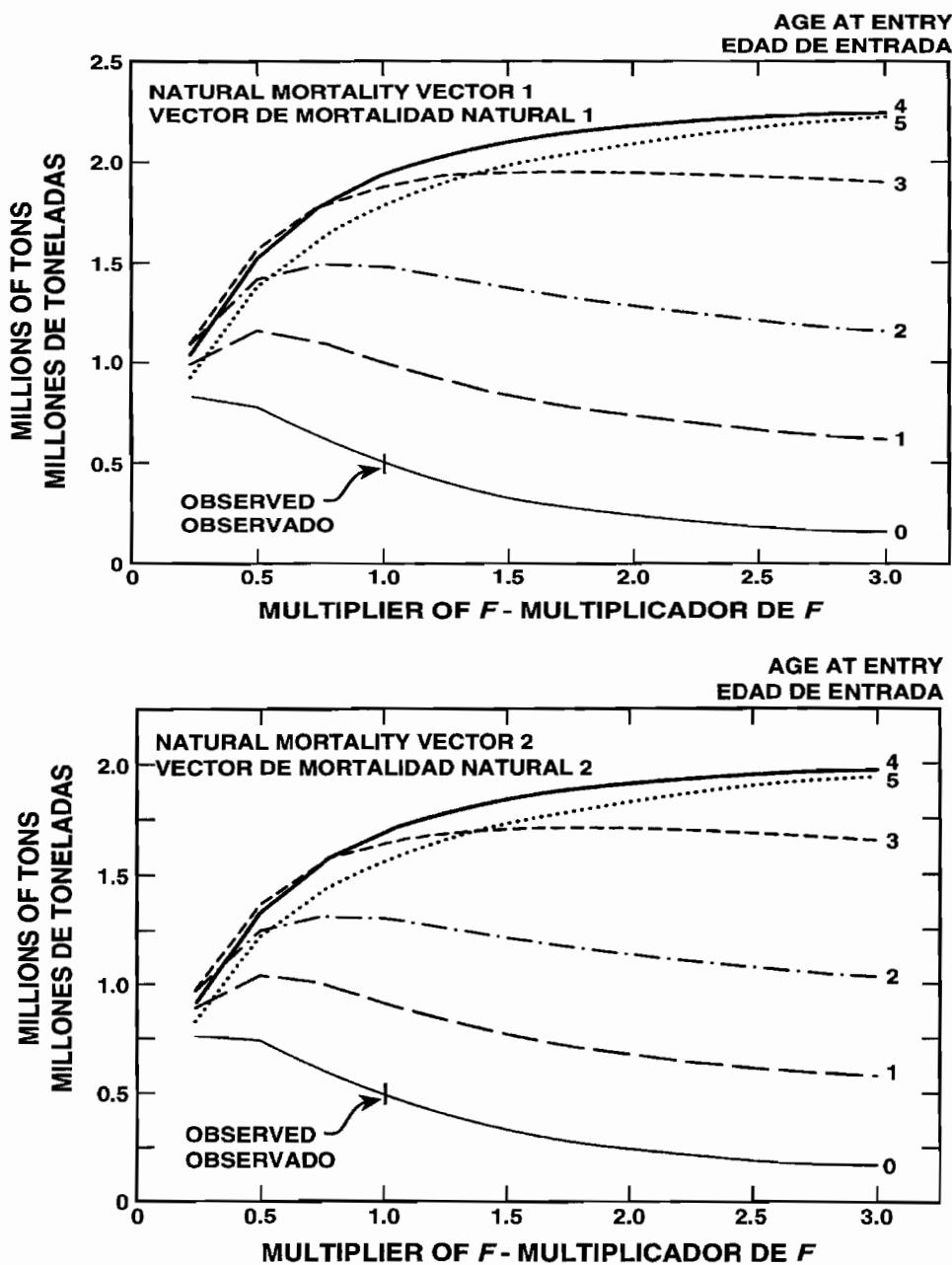


FIGURE 24. Total estimated catches of northern bluefin tuna during the 1966-1986 period with six different vectors of natural mortality, six different multipliers of fishing mortality, and six different ages of entry into the fishery.

FIGURA 24. Capturas totales estimadas de atún aleta azul del norte durante 1966-1986 con seis vectores distintos de mortalidad natural, seis multiplicadores distintos de mortalidad por pesca, y seis edades distintas de ingreso a la pesquería.

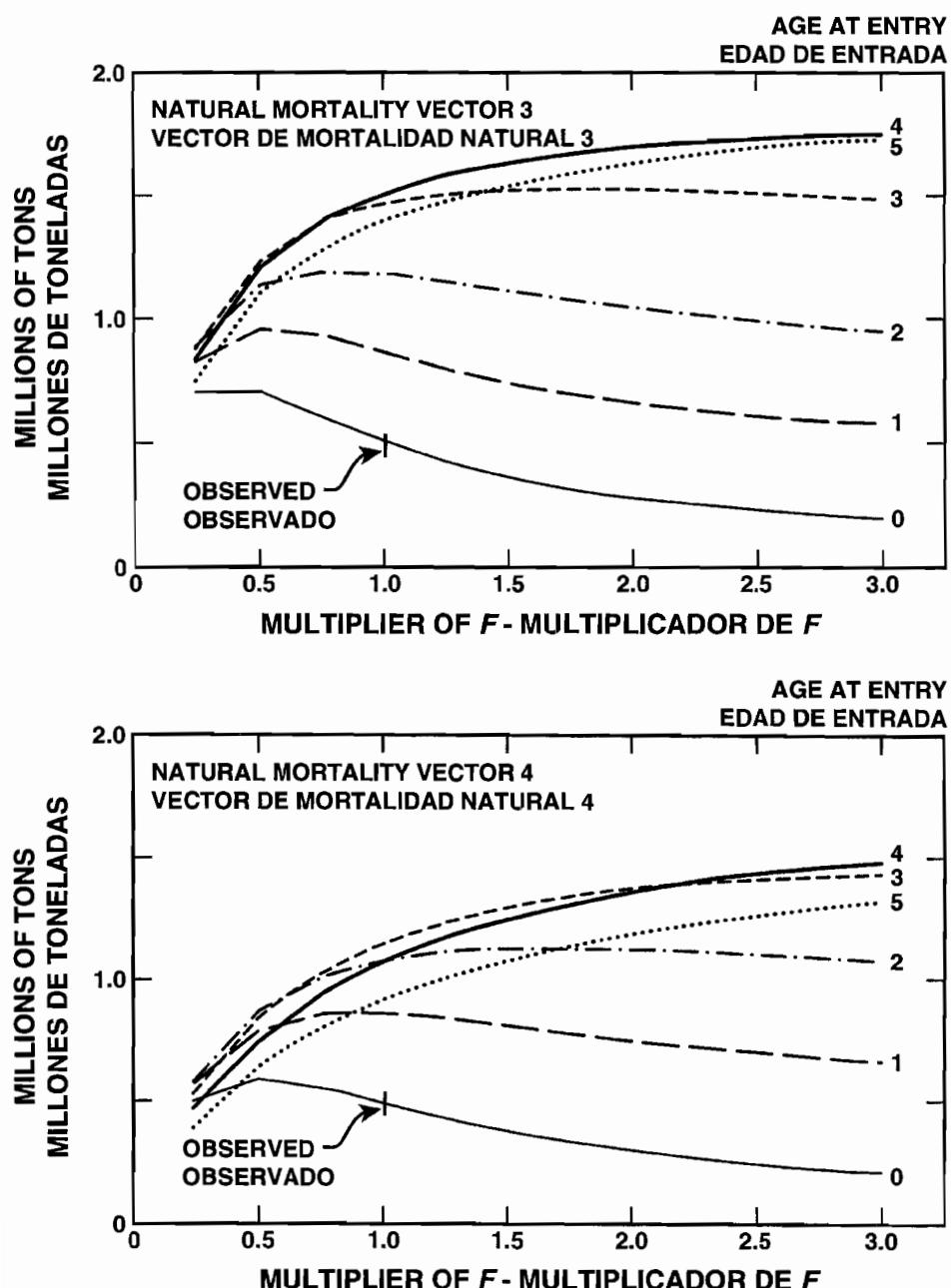


FIGURE 24. (continued)
FIGURA 24. (continuación)

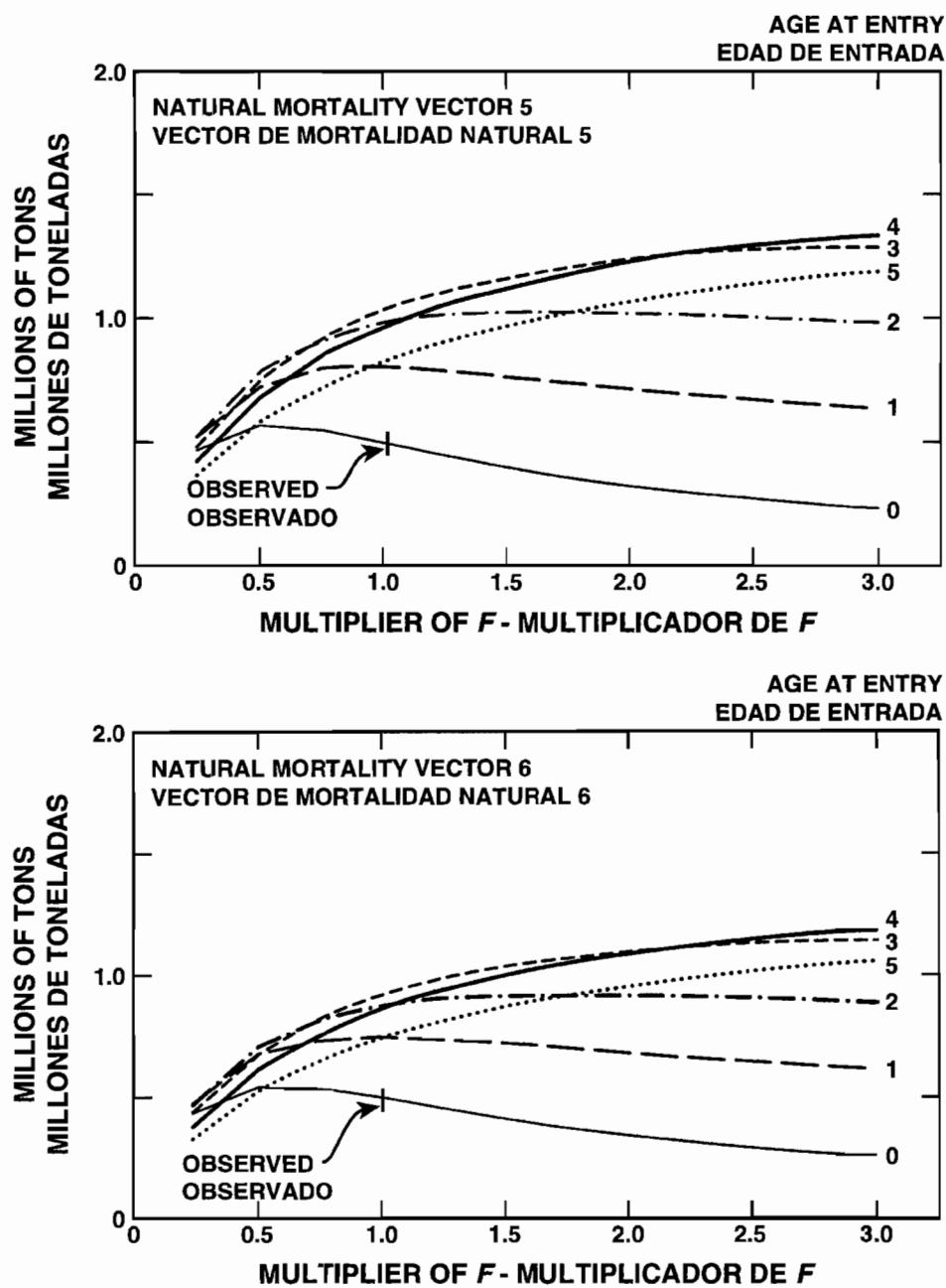


FIGURE 24. (continued)
FIGURA 24. (continuación)

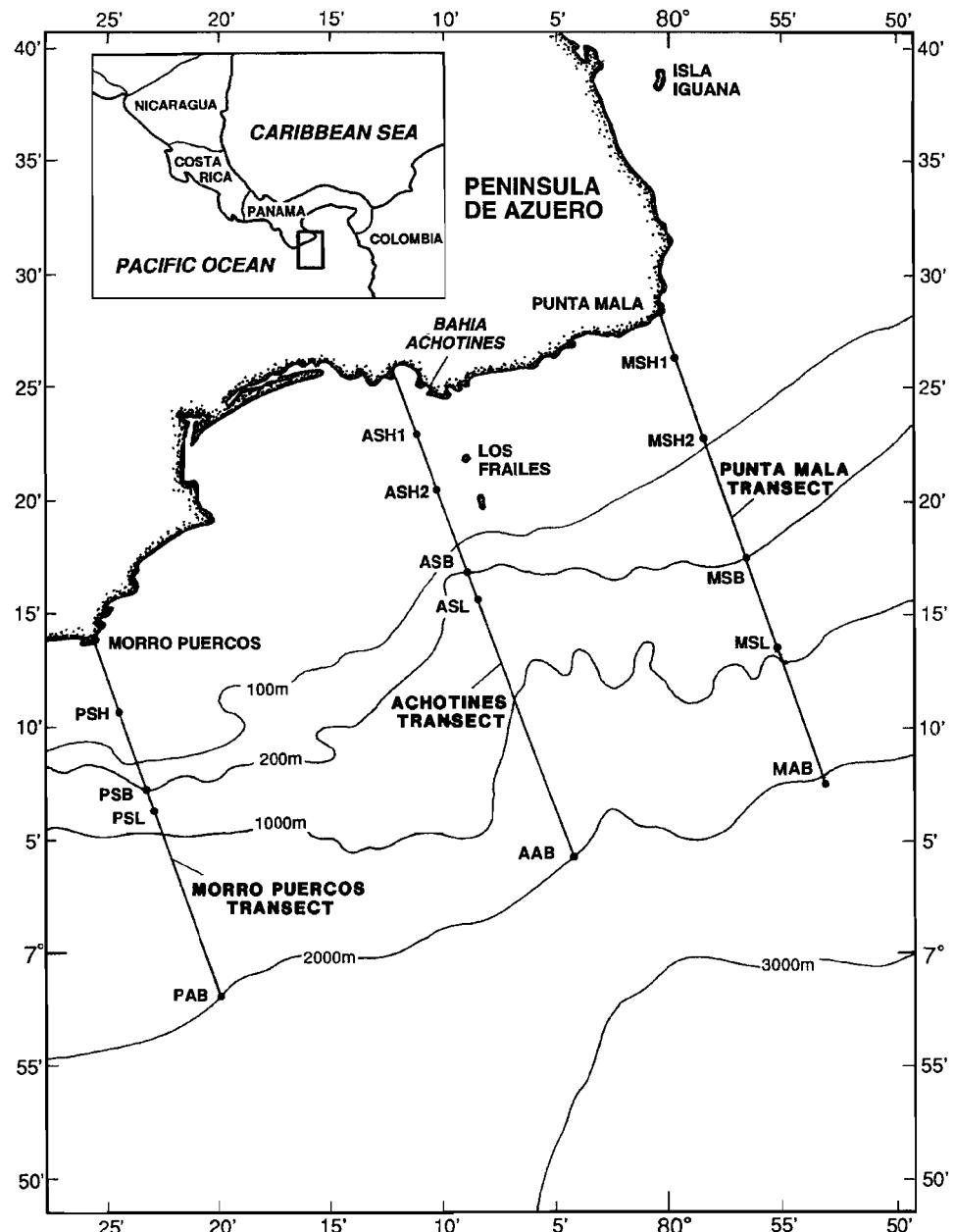


FIGURE 25. Location of Achotines Bay, Panama. The Achotines Laboratory is located on the east side of the bay. The dots on the transects represent sampling stations.

FIGURA 25. Ubicación de la Bahía de Achotines, Panamá. El laboratorio está situado al borde este de la bahía. Los puntos en los transectos representan estaciones de muestreo.

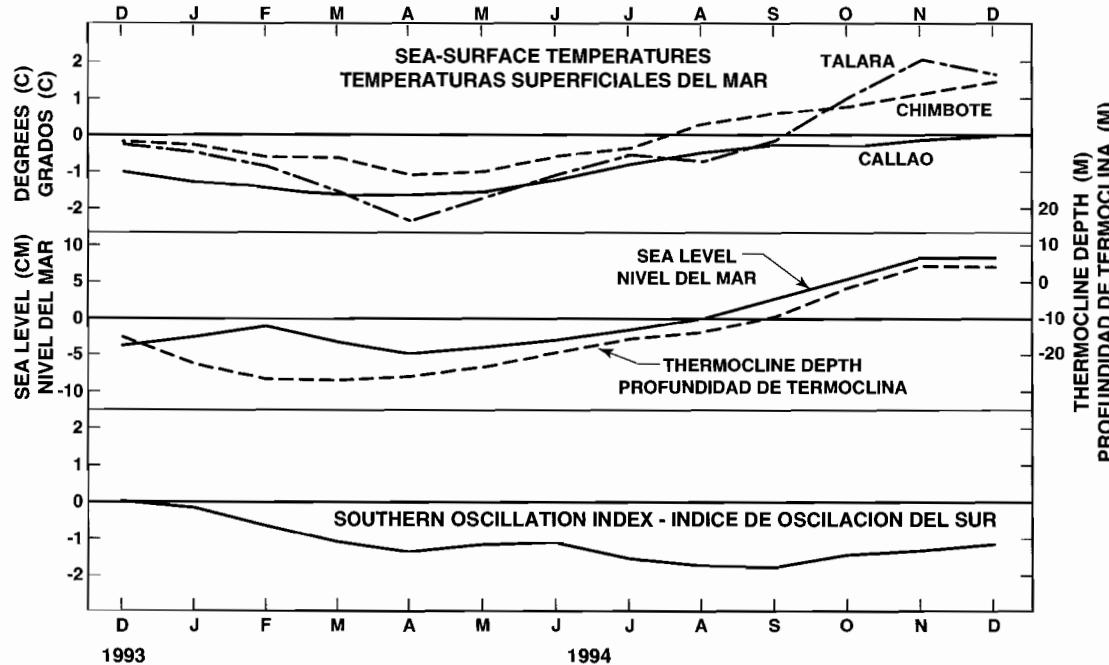


FIGURE 26. Three-month running means of Southern Oscillation Indices (SOIs) and anomalies of sea-surface temperatures (SSTs), sea levels, and thermocline depths. The SST anomalies are based on averages of monthly mean anomalies at Callao, Chimbote, and Talara, Peru. The sea-level anomalies are based on the averages of the mean monthly anomalies at four coastal stations from Buenaventura, Colombia, to Callao, Peru. The thermocline depth anomalies are represented by monthly mean depths of the 20°C isotherm in the eastern tropical Pacific east of 110°W between 5°N and 5°S.

FIGURA 26. Promedios móviles de tres meses del Indice de Oscilación del Sur (IOS), y anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM), nivel del mar, y profundidad de la termoclina. Las anomalías de las TSM se basan en los promedios de las anomalías mensuales medias en Callao, Chimbote, y Talara (Perú). Las anomalías del nivel del mar se basan en los promedios de las anomalías mensuales medias en cuatro estaciones costeras entre Buenaventura (Colombia) y Callao (Perú). Las anomalías de la profundidad de la termoclina son representadas por la profundidad mensual media de la isoterma de 20°C en el Pacífico tropical oriental al este de 110°W entre 5°N y 5°S.

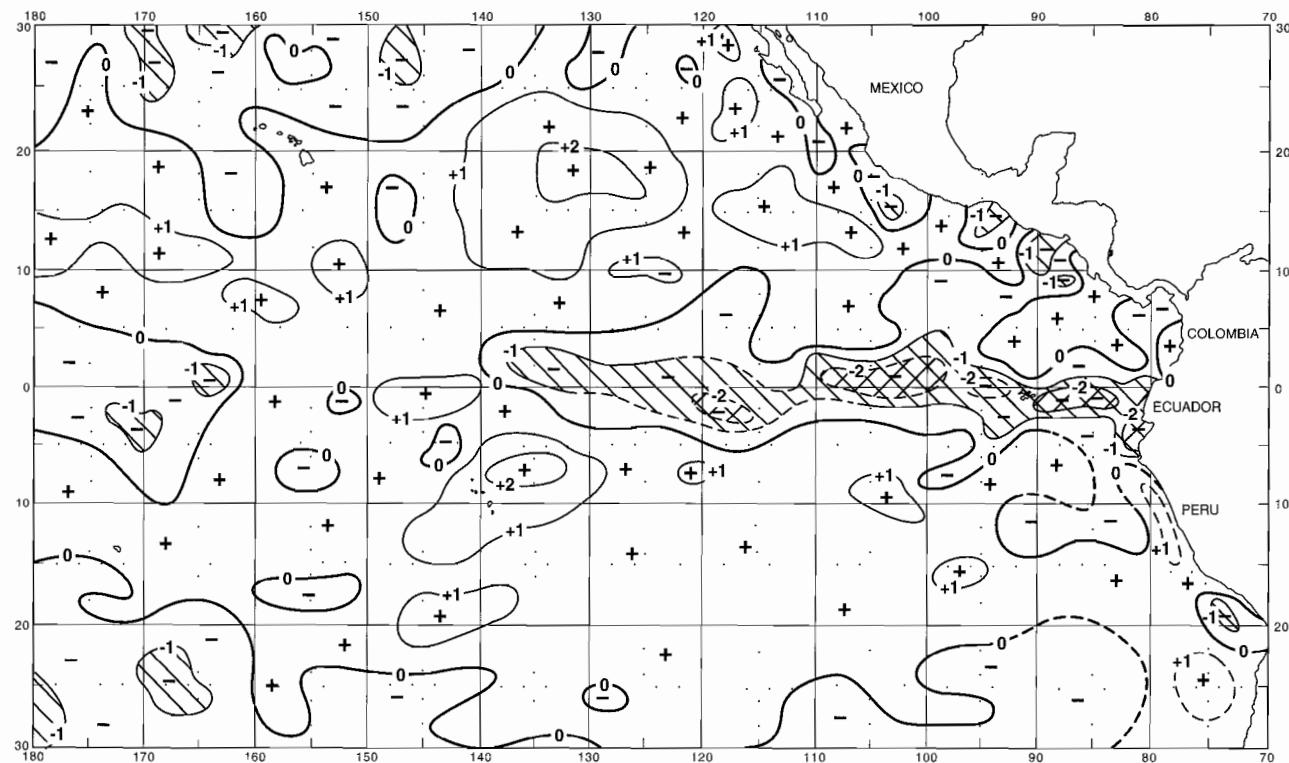


FIGURE 27. Sea-surface temperature (SST) anomalies (departures from long-term normals) for April 1994, based on data from fishing boats and commercial vessels. The areas with SSTs from 1° to 2°C below normal are hatched, and those with SSTs more than 2°C below normal are cross-hatched. The contours are dashed in areas with sparse data.

FIGURA 27. Anomalías de las TSM (desviaciones del nivel normal a largo plazo) en abril de 1994, basadas en datos tomados por barcos pesqueros y otros buques comerciales. Las áreas sombreadas mostraron TSM más de 1°C inferiores a lo normal, y aquellas doblemente sombreadas TSM más de 2°C inferiores a lo normal. Las contornos de trazos señalan áreas con datos escasos.

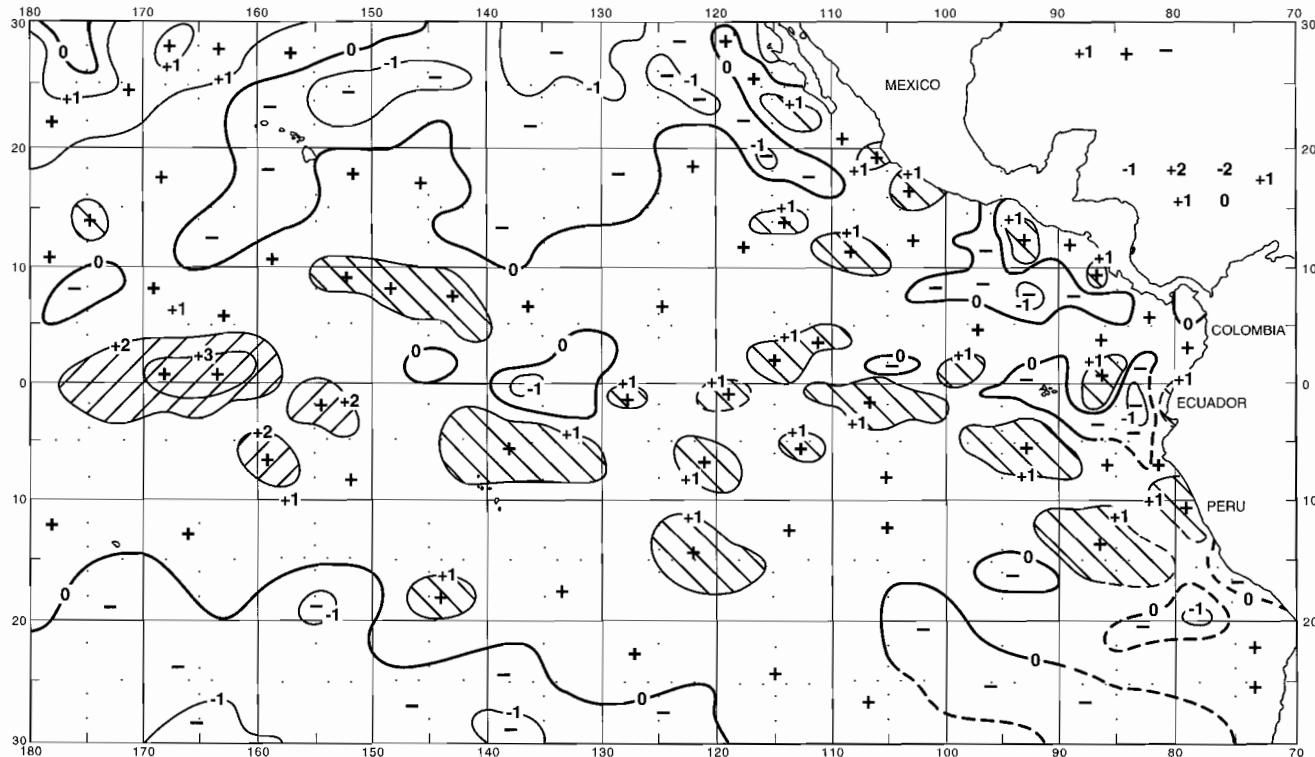


FIGURE 28. Sea-surface temperature (SST) anomalies (departures from long term normals) for December 1994, based on data from fishing boats and commercial vessels. The areas with SSTs from 1° to 2°C above normal are hatched, and those areas with SSTs more than 2°C above normal are cross hatched. The contours are dashed in areas with sparse data.

FIGURA 28. Anomalías de las TSM (desviaciones del nivel normal a largo plazo) en diciembre de 1994, basadas en datos tomados por barcos pesqueros y otros buques comerciales. Las áreas sombreadas mostraron TSM más de 1°C inferiores a lo normal, y aquellas doblemente sombreadas TSM más de 2°C inferiores a lo normal. Las contornos de trazos señalan áreas con datos escasos.

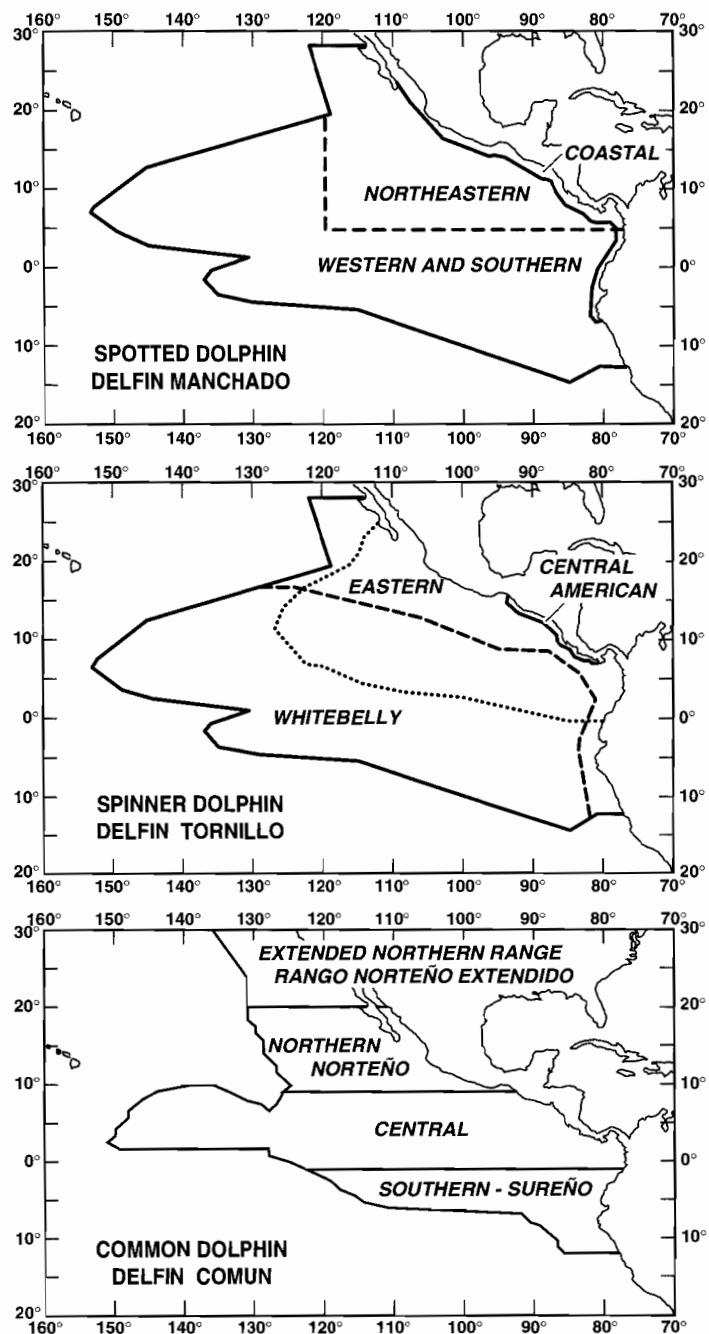


FIGURE 29. Average distributions of the stocks of spotted, spinner, and common dolphins in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 29. Distribuciones medias de los stocks de delfines manchados, tornillos, y comunes en el Océano Pacífico oriental.

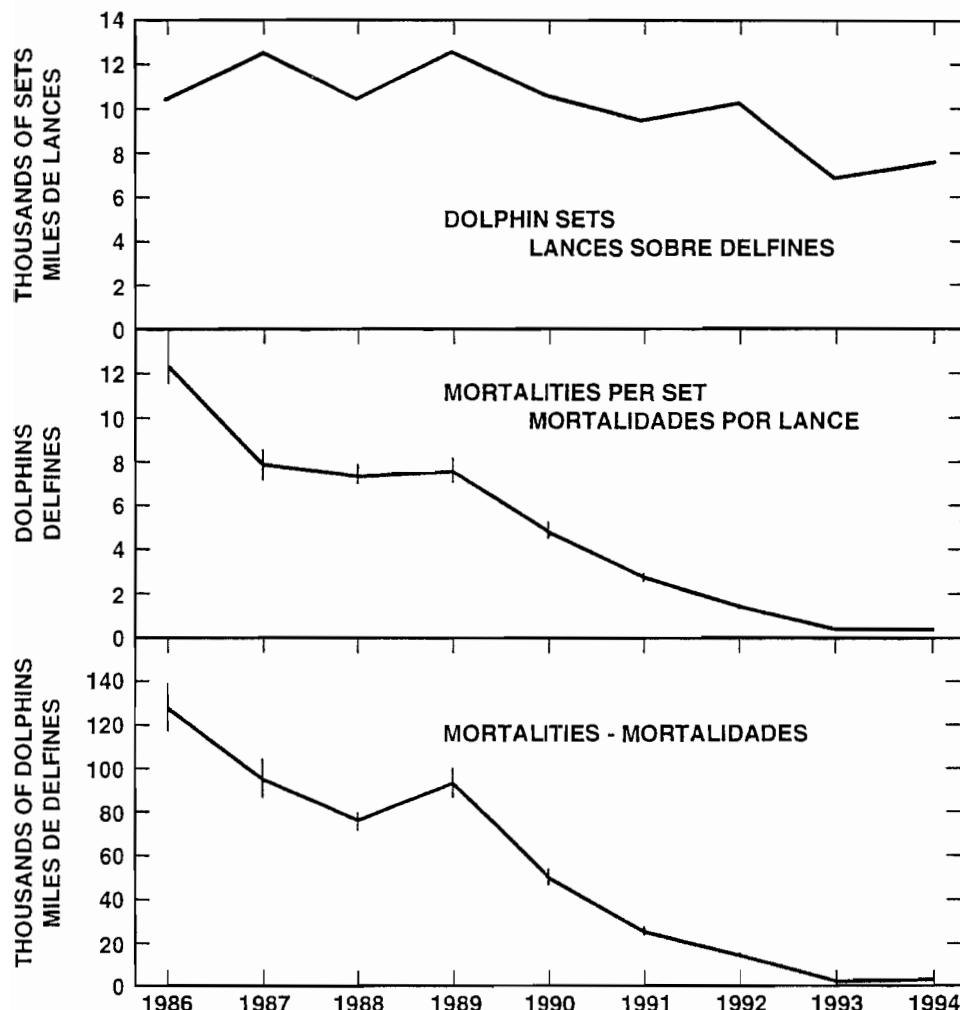


FIGURE 30. Estimated numbers of sets on tunas associated with dolphins, average mortalities per set, and total mortalities, for all species of dolphins combined, caused by the surface fishery for tunas in the eastern Pacific Ocean during 1994. Each vertical line represents one positive and one negative standard error.

FIGURA 30. Número estimado de lances sobre atunes asociados con delfines, mortalidades medias por lance, y mortalidades totales, para todas las especies de delfines, causadas por la pesquería atunera de superficie en el Océano Pacífico oriental durante 1994. Cada línea vertical representa un error estándar positivo y un error estándar negativo.

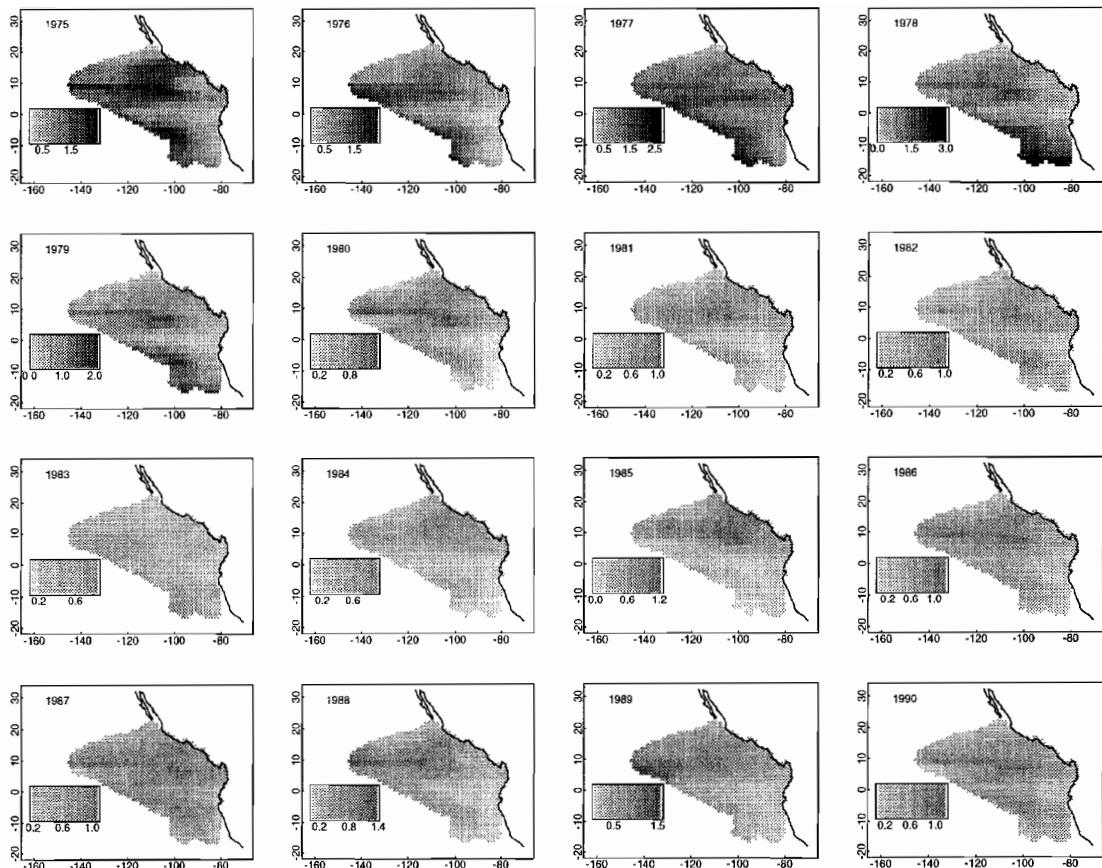


FIGURE 31. Estimated relative densities of offshore stocks of spotted dolphins by year (averaged over all months), 1975-1990.

FIGURA 31. Densidad relativa anual estimada de los stocks de delfines manchados (promediada sobre todos los meses), 1975-1990.

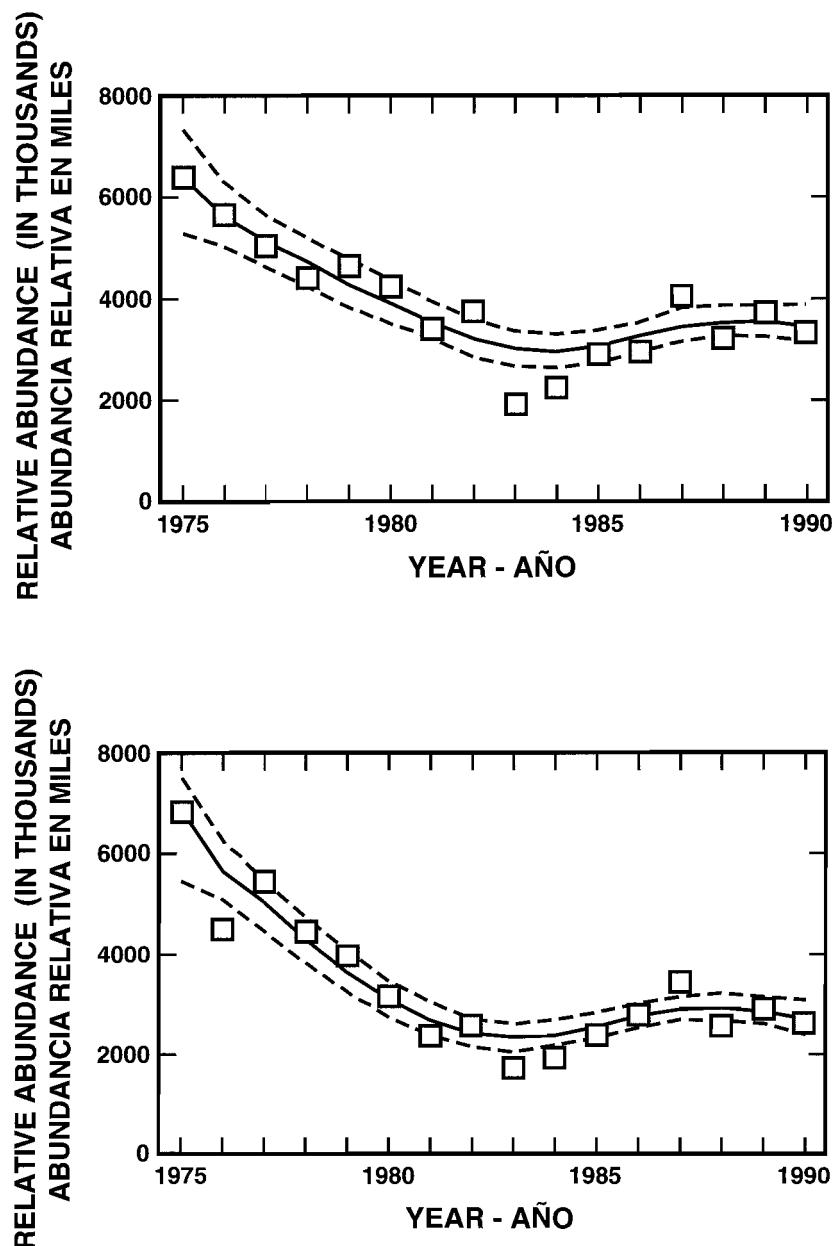


FIGURE 32. Smoothed estimates of trends in relative abundance of the pooled stocks of spotted dolphins calculated by the post-stratification method (upper panel) and the spatio-temporal model (lower panel). The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 32. Estimaciones suavizadas de las tendencias en la abundancia relativa de los stocks combinados de delfines manchados, calculadas según el método de post-estratificación (recuadro superior) y el modelo espacio-temporal (recuadro inferior). Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

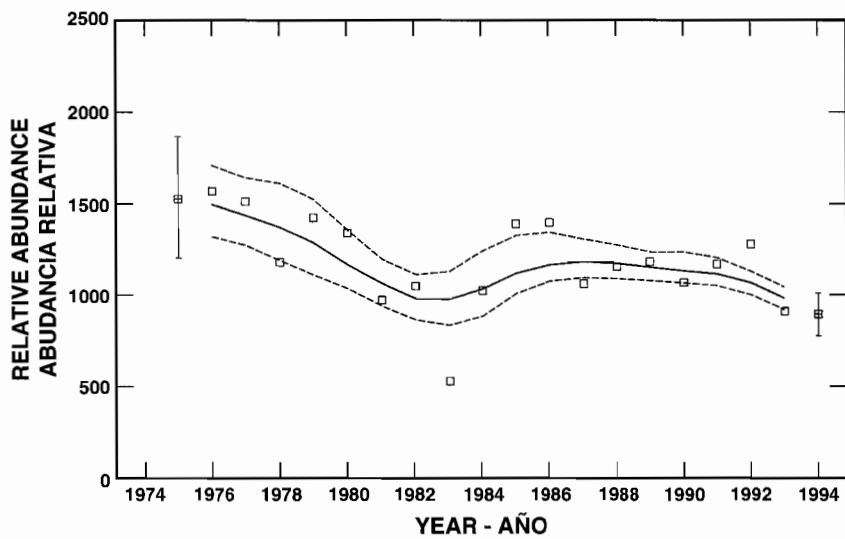


FIGURE 33. Smoothed trends in abundance of the northeastern offshore stock of spotted dolphins in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 33. Tendencias suavizadas en la abundancia del stock nororiental de altamar del delfín manchado en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

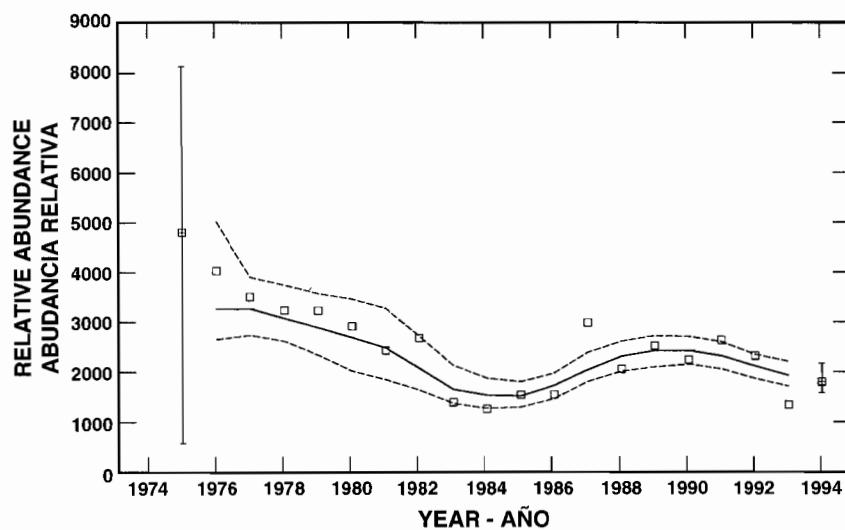


FIGURE 34. Smoothed trends in abundance of the western and southern offshore stock of spotted dolphins in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 34. Tendencias suavizadas en la abundancia del stock occidental y sureño de altamar del delfín manchado en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

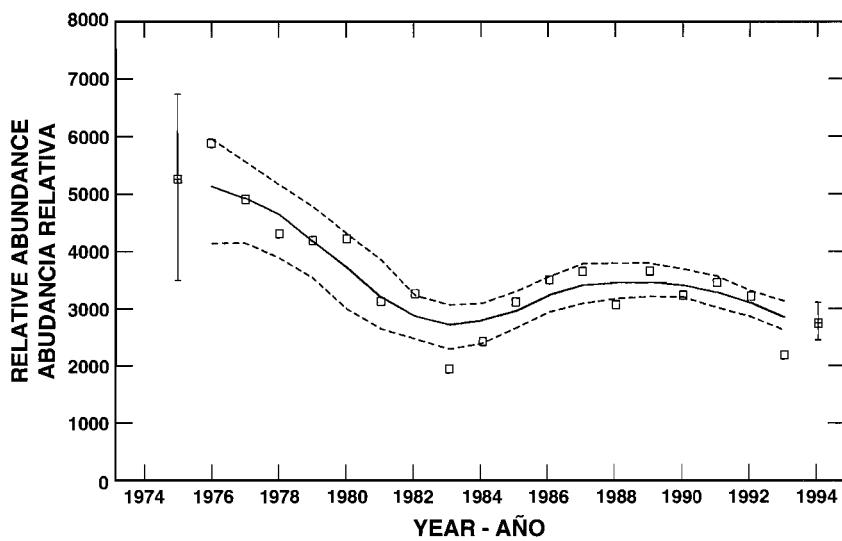


FIGURE 35. Smoothed trends in the abundance of the combined northeastern and the western and southern stocks of the spotted dolphin in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 35. Tendencias suavizadas en la abundancia de los stocks nororiental y occidental y sureño combinados de altamar del delfín manchado en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

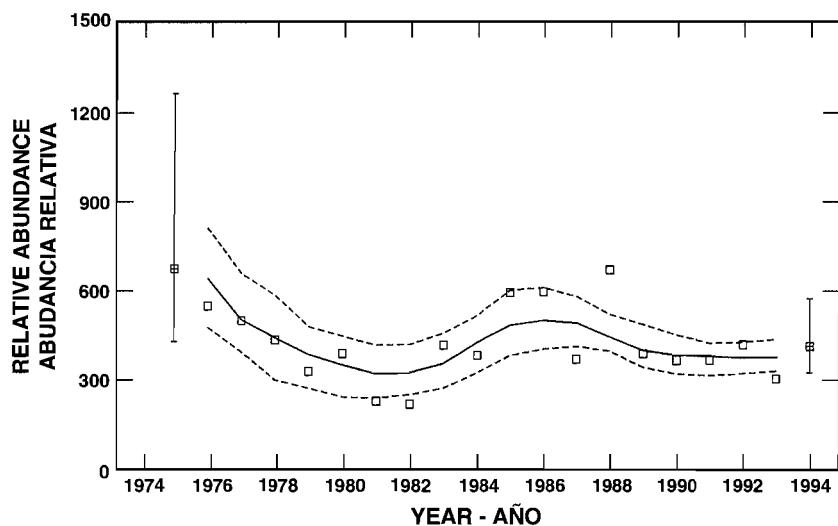


FIGURE 36. Smoothed trends in abundance of the eastern stock of spinner dolphins in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 36. Tendencias suavizadas en la abundancia del stock oriental del delfín tornillo en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

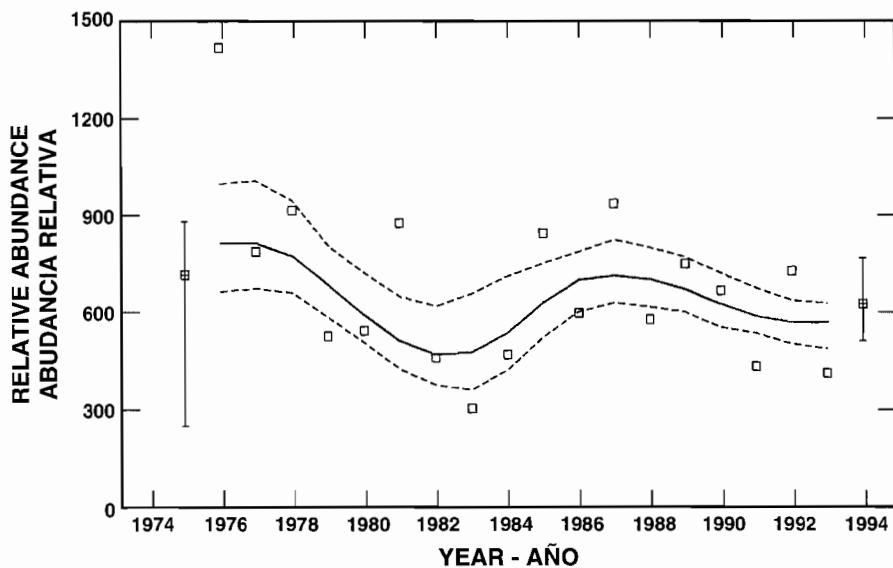


FIGURE 37. Smoothed trends in abundance of the whitebelly stock of spinner dolphins in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 37. Tendencias suavizadas en la abundancia del stock panza blanca del delfín tornillo en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

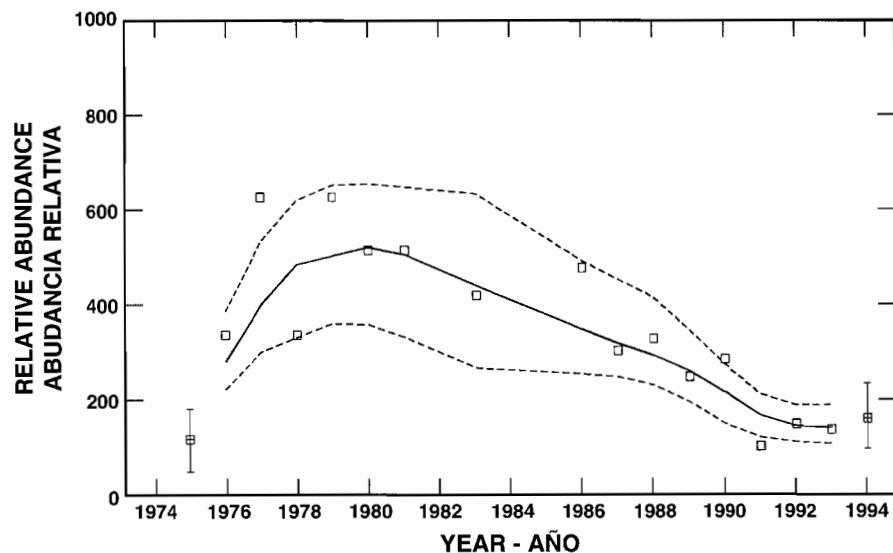


FIGURE 38. Smoothed trends in abundance of the northern stock of common dolphins in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 38. Tendencias suavizadas en la abundancia del stock norteño del delfín común en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

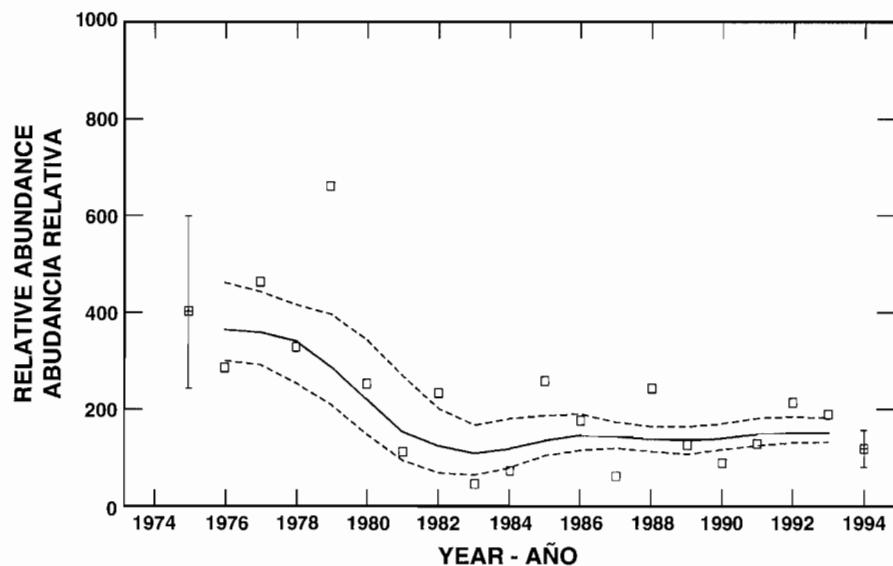


FIGURE 39. Smoothed trends in abundance of the central stock of common dolphins in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 39. Tendencias suavizadas en la abundancia del stock central del delfín común en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

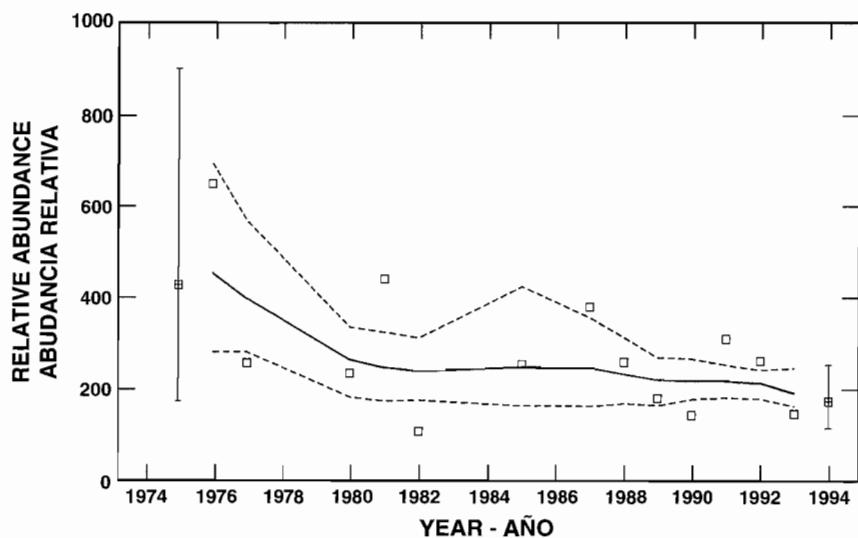


FIGURE 40. Smoothed trends in abundance of the southern stock of common dolphins in the eastern Pacific Ocean. The broken lines indicate the approximate 85-percent confidence limits.

FIGURA 40. Tendencias suavizadas en la abundancia del stock surero del delfín común en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de trazos indican los límites de confianza aproximados de 85%.

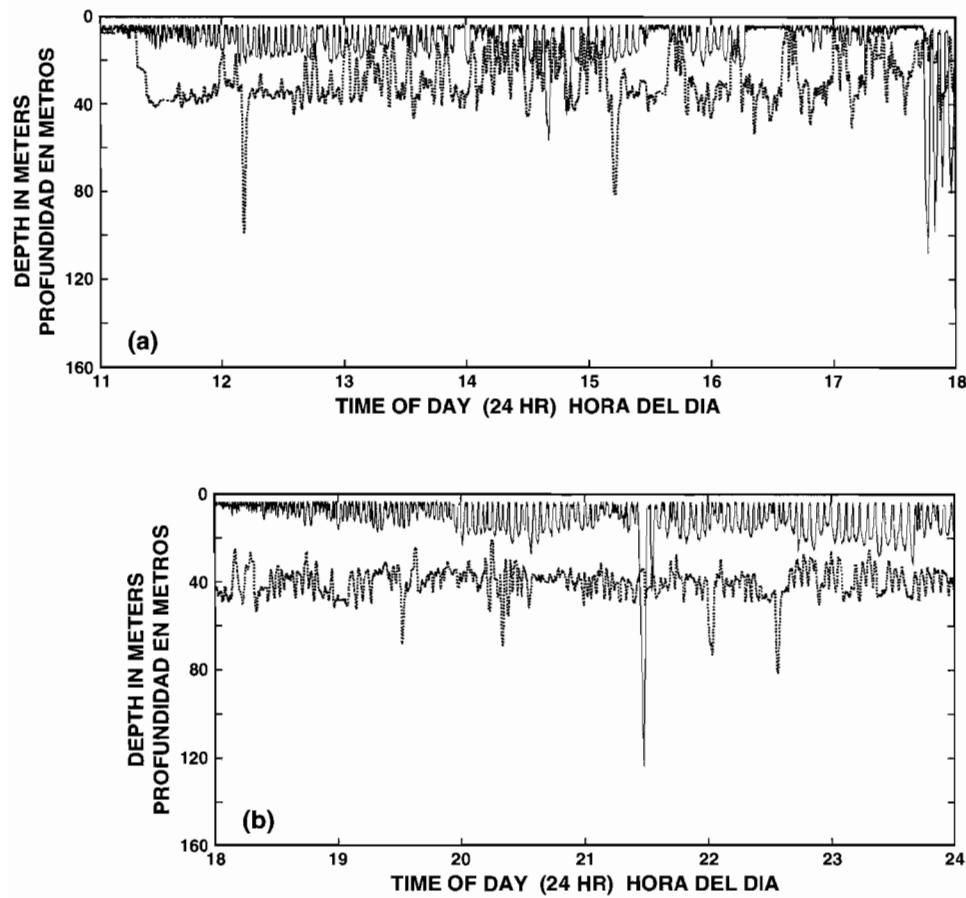


FIGURE 41. Diving behavior of a spotted dolphin (solid lines) and a yellowfin tuna (dotted lines) tracked simultaneously on November 21-22, 1993.

FIGURA 41. Comportamiento de zambullida de un delfín manchado (líneas sólidas) y un atún aleta amarilla (líneas de trazos) rastreados simultáneamente el 21 y 22 de noviembre de 1993.

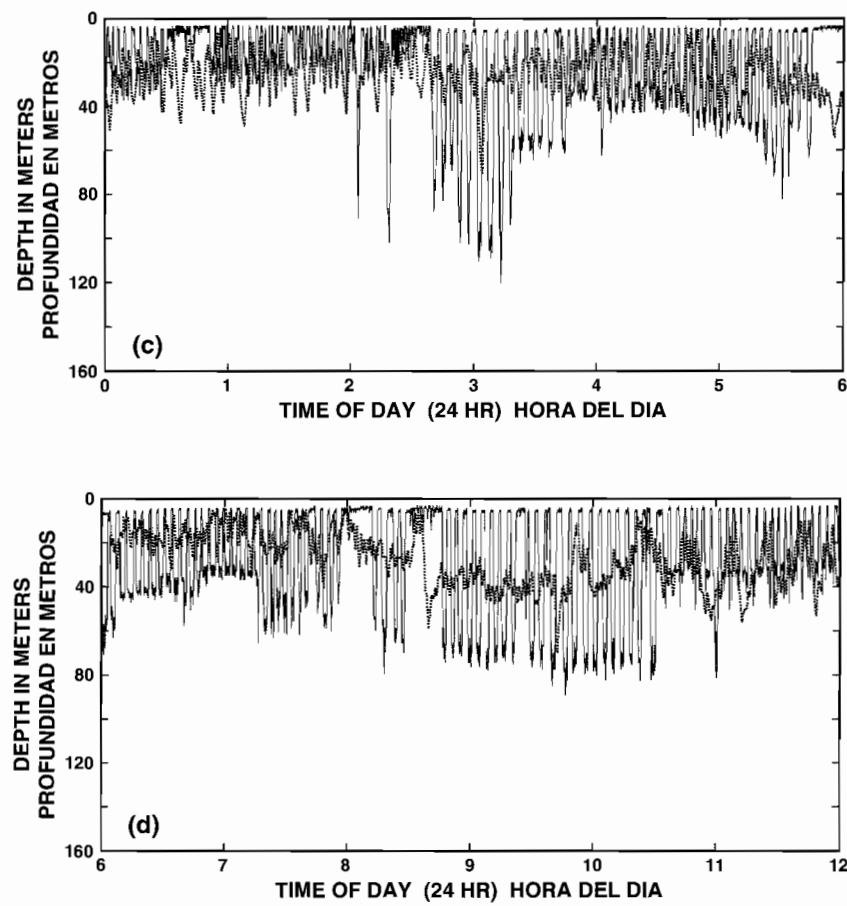


FIGURE 41. (continued)

FIGURA 41. (continuación)

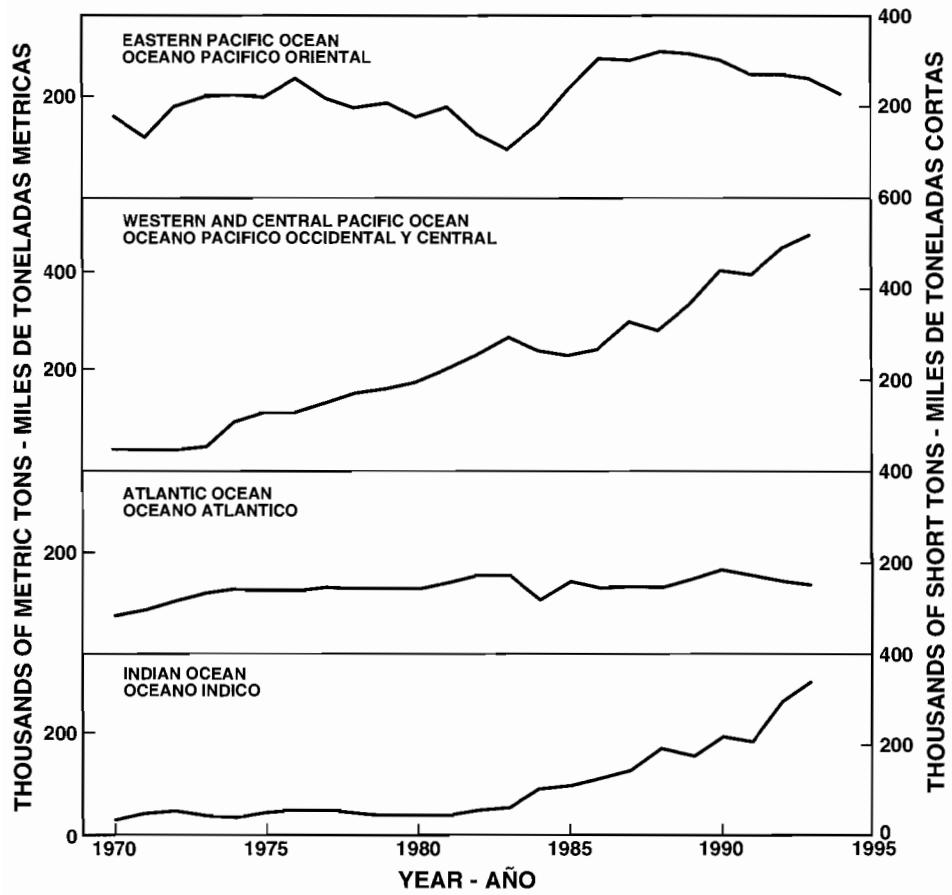


FIGURE 42. Catches of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean, central and western Pacific Ocean, Atlantic Ocean, and Indian Ocean.

FIGURA 42. Capturas de atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, Océano Pacífico central y occidental, Océano Atlántico, y Océano Índico.

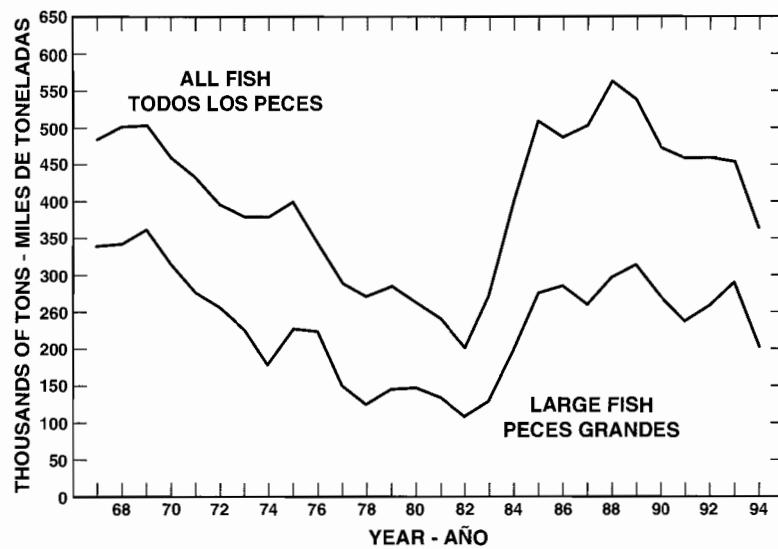


FIGURE 43. Average biomass estimates of yellowfin in the eastern Pacific Ocean for all fish and for larger fish only.

FIGURA 43. Estimaciones de la biomasa media del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental correspondientes a todos los peces y a los peces mayores solamente.

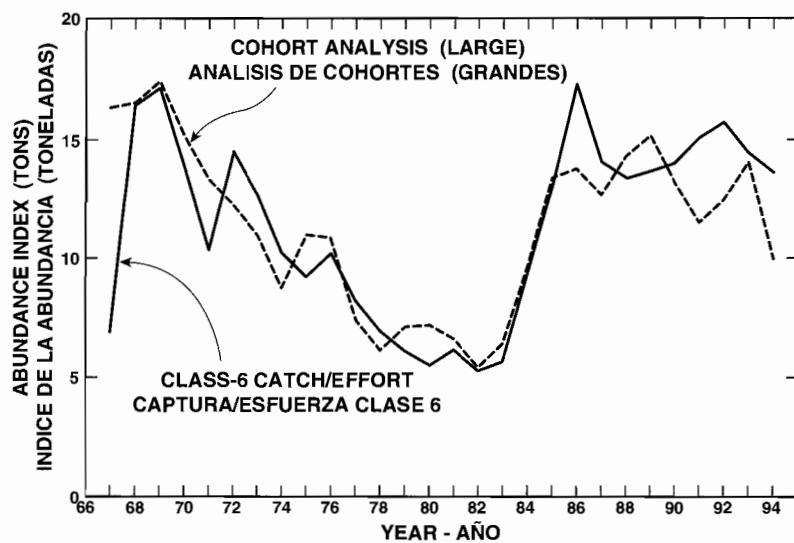


FIGURE 44. Index of abundance of yellowfin derived from CPDF data, together with the index for the larger fish obtained from the cohort analyses (adjusted so that its mean is the same as that for the CPDF).

FIGURA 44. Índice de abundancia del aleta amarilla obtenido a partir de datos de CPDP, comparado con el índice obtenido para los peces de mayor tamaño a partir de los análisis de cohortes (ajustado para que su promedio coincida con el del índice de CPDP).

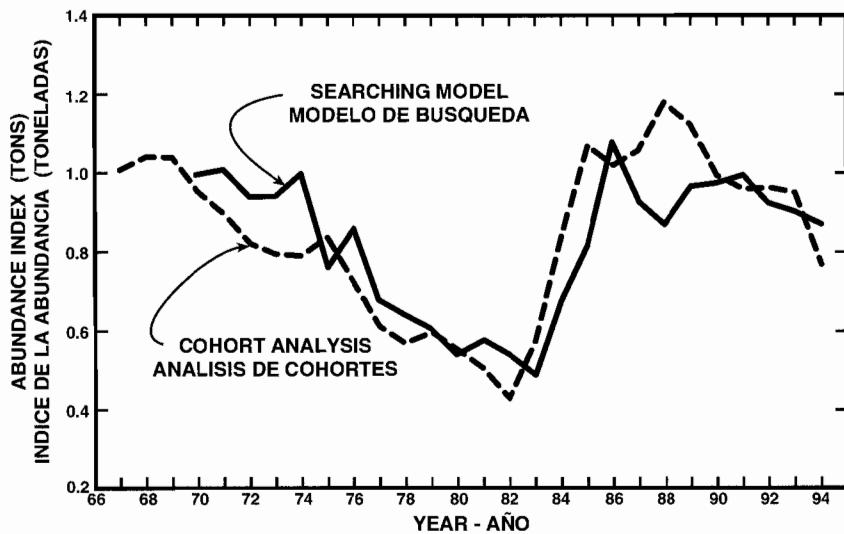


FIGURE 45. Index of abundance of yellowfin derived from searching-time data, together with the total index obtained from the cohort analyses (adjusted so that its mean is the same as that for the searching method).

FIGURA 45. Índice de abundancia del aleta amarilla calculado a partir de los datos sobre tiempo de búsqueda, comparado con el índice total obtenido a partir de los análisis de cohortes (ajustado para que su promedio coincida con el del índice basado en tiempo de búsqueda).

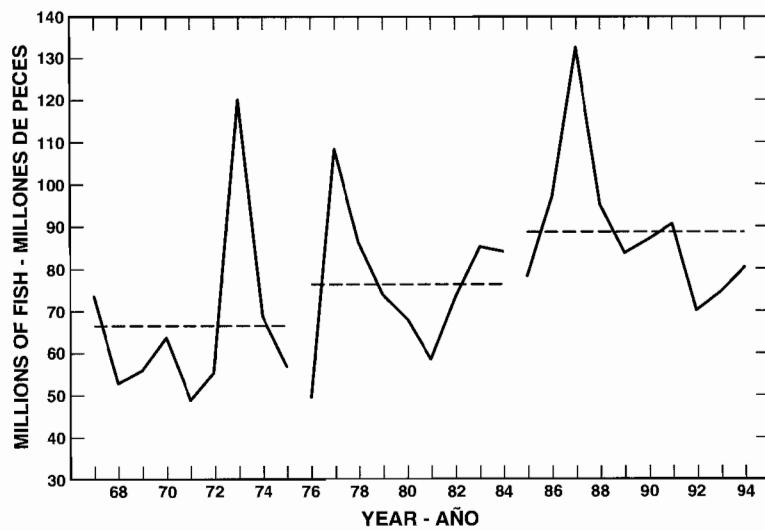


FIGURE 46. Estimated initial recruitments of yellowfin in the eastern Pacific Ocean, with the average recruitments for 1967-1975, 1976-1984, and 1985-1994.

FIGURA 46. Reclutamientos iniciales estimados del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, con los reclutamientos medios de 1967-1975, 1976-1984, y 1985-1994.

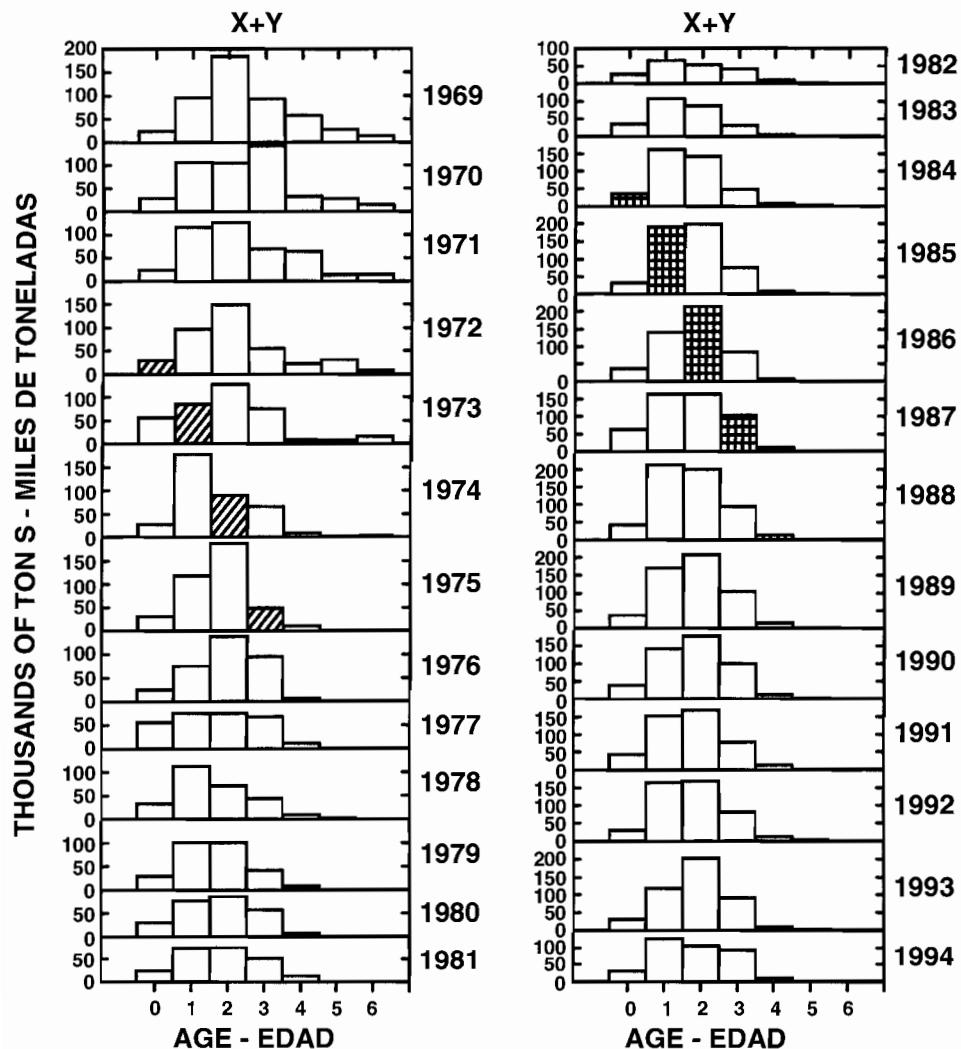


FIGURE 47. Average within-year biomass estimates of yellowfin in the eastern Pacific Ocean by age groups.
FIGURA 47. Estimaciones del promedio, dentro del año, de la biomasa del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, por grupos de edad.

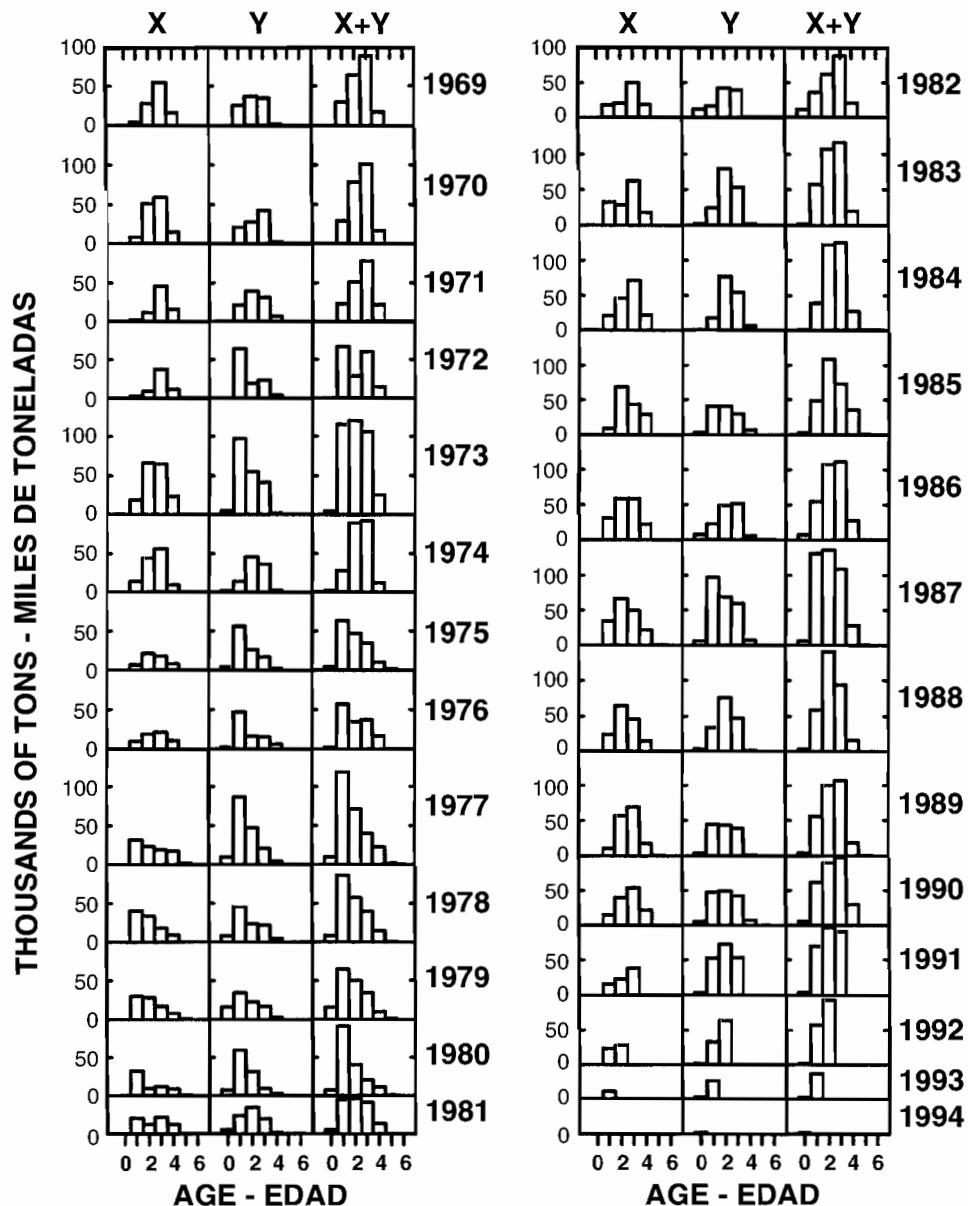


FIGURE 48. Estimated catches of yellowfin of the 1970 through 1993 cohorts at ages 0 through 6, by X and Y groups.

FIGURA 48. Capturas estimadas de aleta amarilla de las cohortes de 1970 a 1993 de 0 a 6 años de edad, por grupos X e Y.

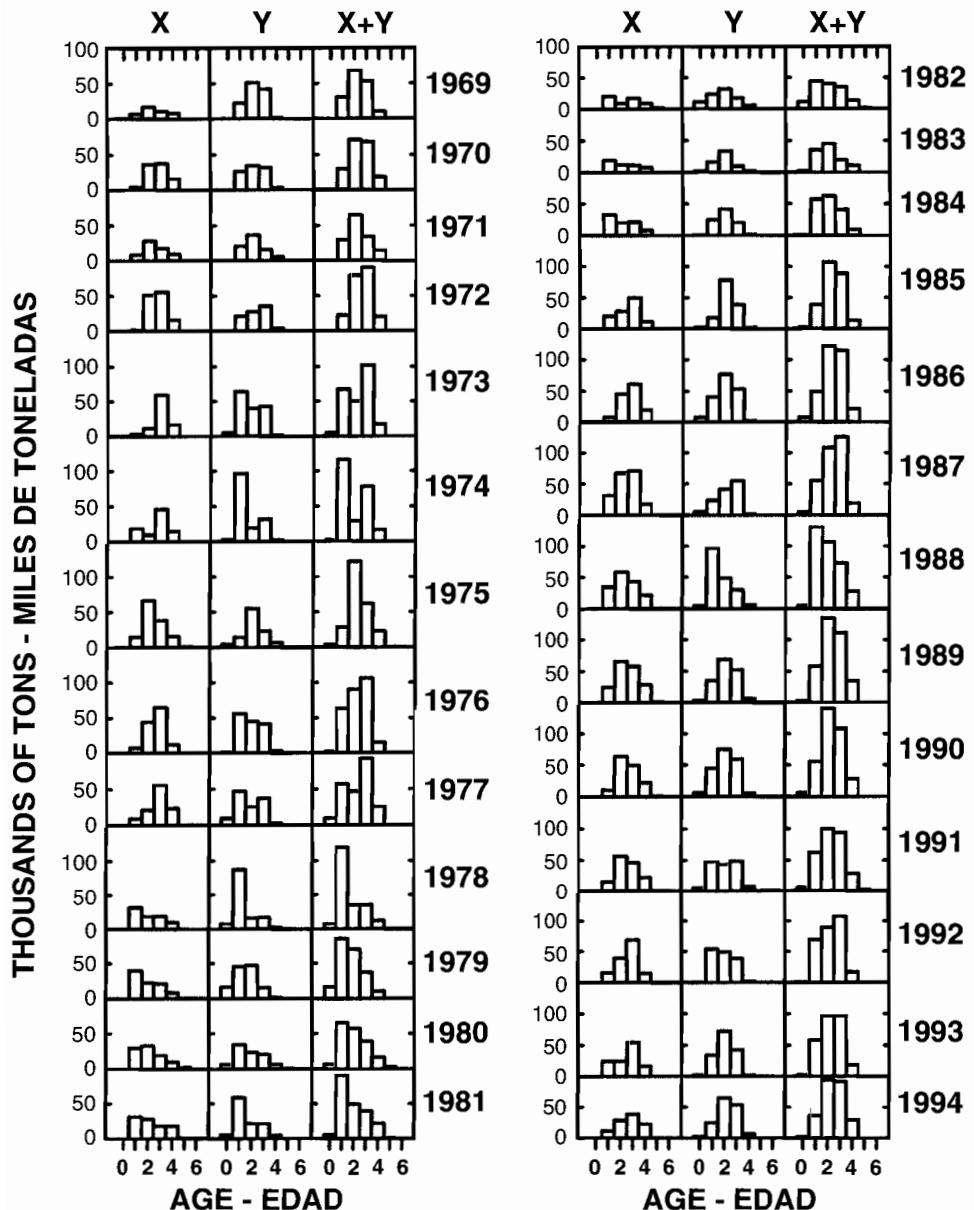


FIGURE 49. Estimated catches of yellowfin of ages 0 through 6 during 1970 through 1993, by X and Y groups.

FIGURA 49. Capturas estimadas de aleta amarilla de 0 a 6 años de edad entre 1970 y 1993, por grupos X e Y.

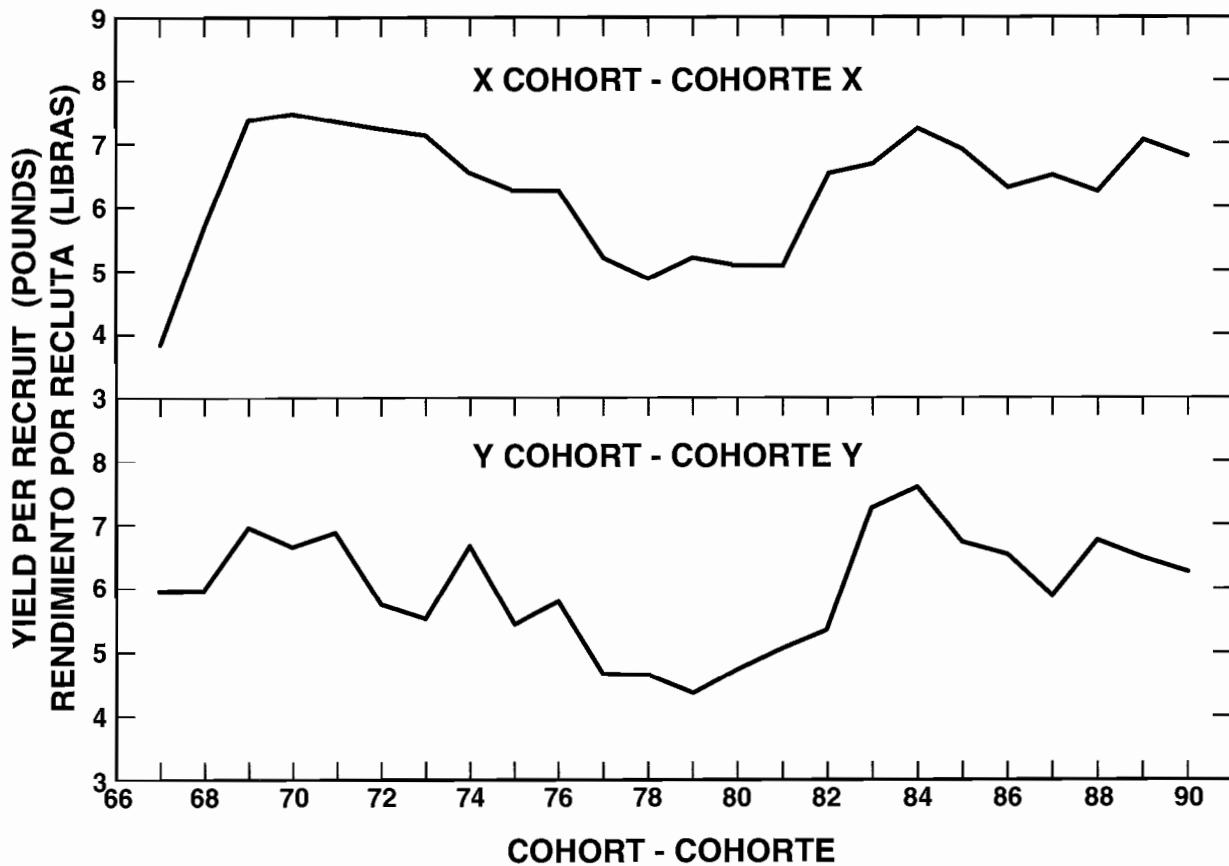


FIGURE 50. Yields per recruit of yellowfin of the X and Y cohorts.

FIGURA 50. Rendimientos por recluta del aleta amarilla de las cohortes X e Y.

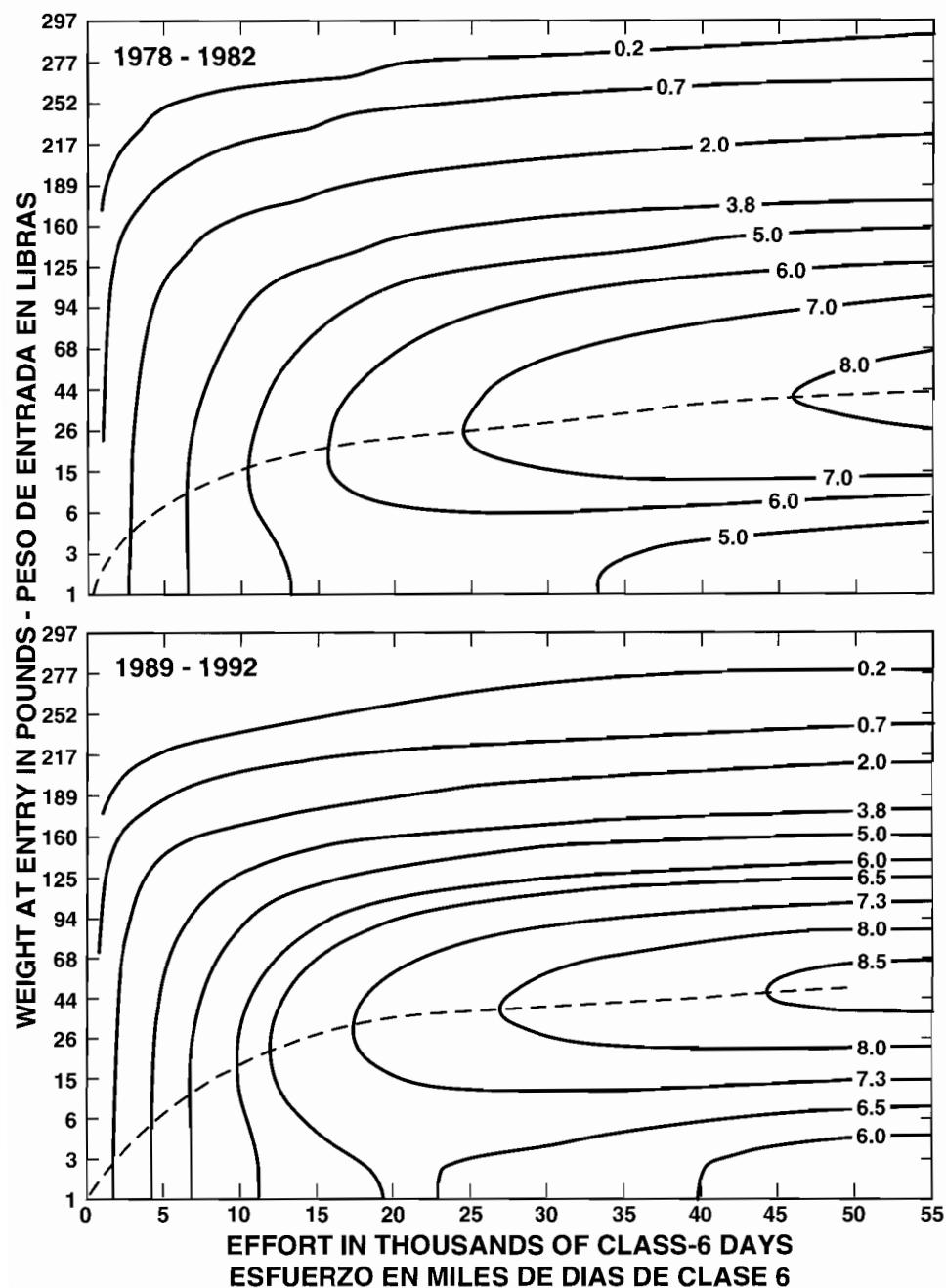


FIGURE 51. Relationships among size at entry, fishing effort, and yield per recruit for yellowfin for two different patterns of age-specific fishing mortality.

FIGURA 51. Relación entre talla de ingreso, esfuerzo de pesca, y rendimiento por recluta del aleta amarilla, correspondiente a dos patrones diferentes de mortalidad por pesca por edad específica.

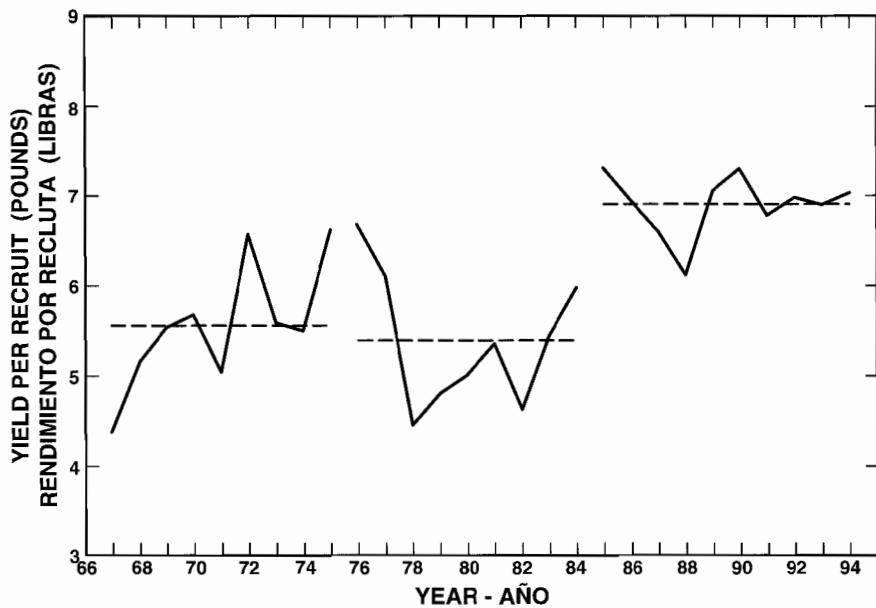


FIGURE 52. Yields per recruit of yellowfin during the 1967-1975, 1976-1984, and 1985-1994 periods.

FIGURA 52. Rendimientos por recluta del aleta amarilla durante los períodos de 1967-1975, 1976-1984, y 1985-1994.

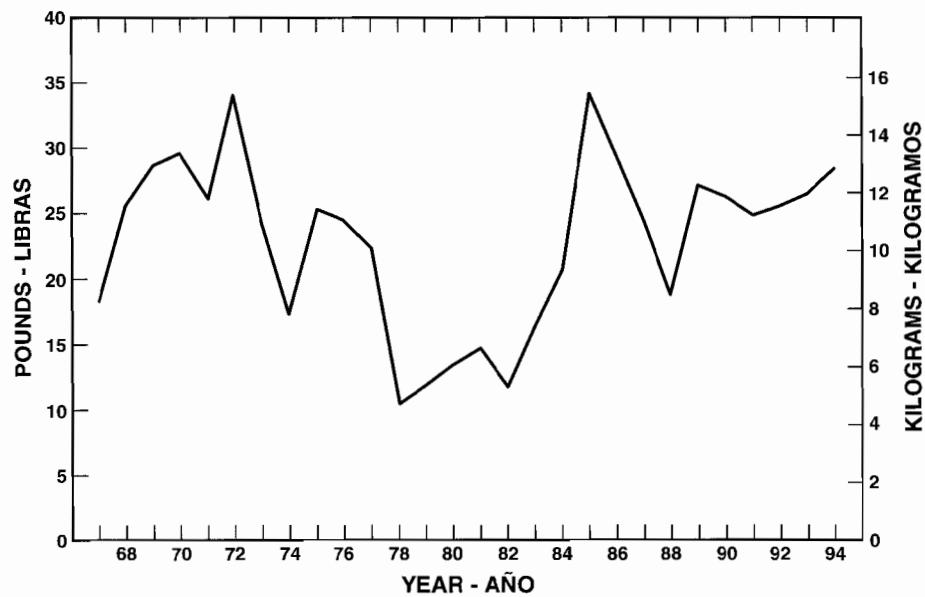


FIGURE 53. Average weights of yellowfin caught in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 53. Peso promedio de aletas amarillas capturados en el Océano Pacífico oriental.

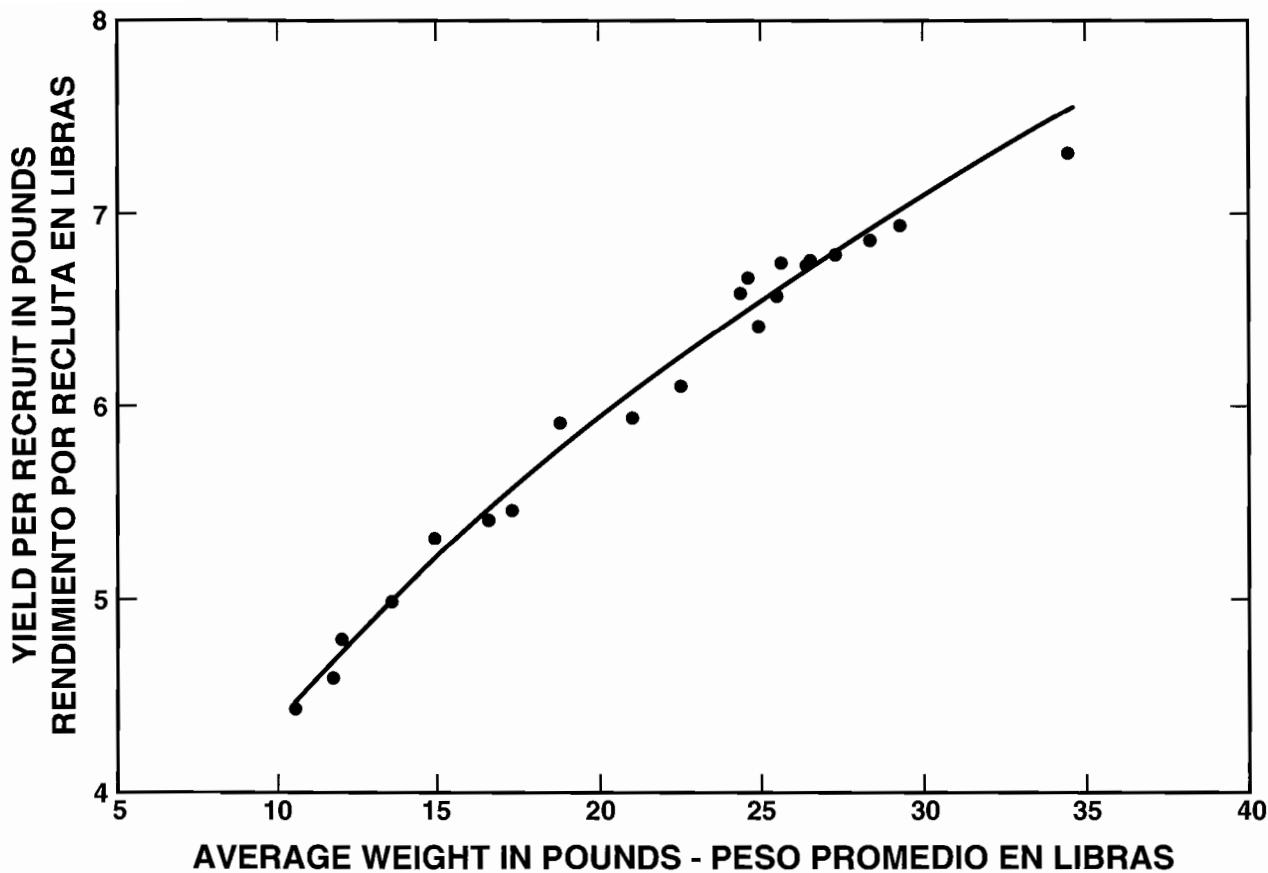


FIGURE 54. Relationship between yield per recruit and average weight at capture for yellowfin in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 54. Relación entre el rendimiento por recluta y el peso medio de captura del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental.

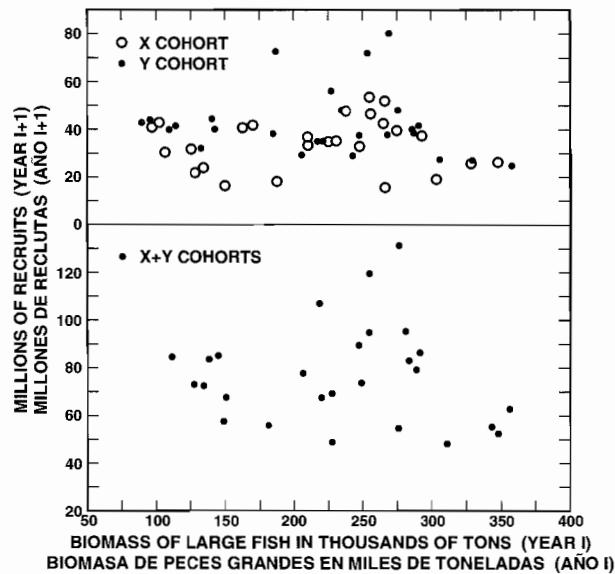


FIGURE 55. Relationships between stock and recruitment for yellowfin in the eastern Pacific Ocean for 1967 through 1994.

FIGURA 55. Relación entre stock y reclutamiento correspondientes al aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental entre 1967 y 1992.

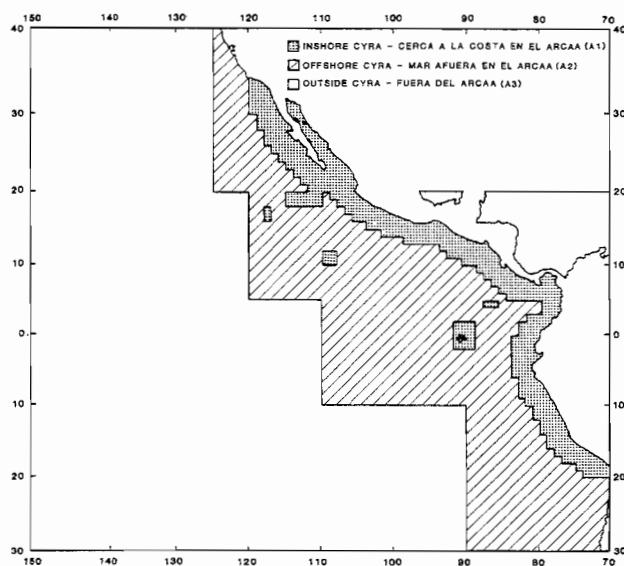


FIGURE 56. The eastern Pacific Ocean, showing the historical areas of the fishery for yellowfin, A1, the more recently fished areas within the CYRA, A2, and the area outside the CYRA, A3.

FIGURA 56. El Océano Pacífico oriental. Se indican las zonas históricas de pesca de aleta amarilla (A1), las zonas de pesca más recientes en el ARCAA (A2), y la zona fuera del ARCAA (exterior) (A3).

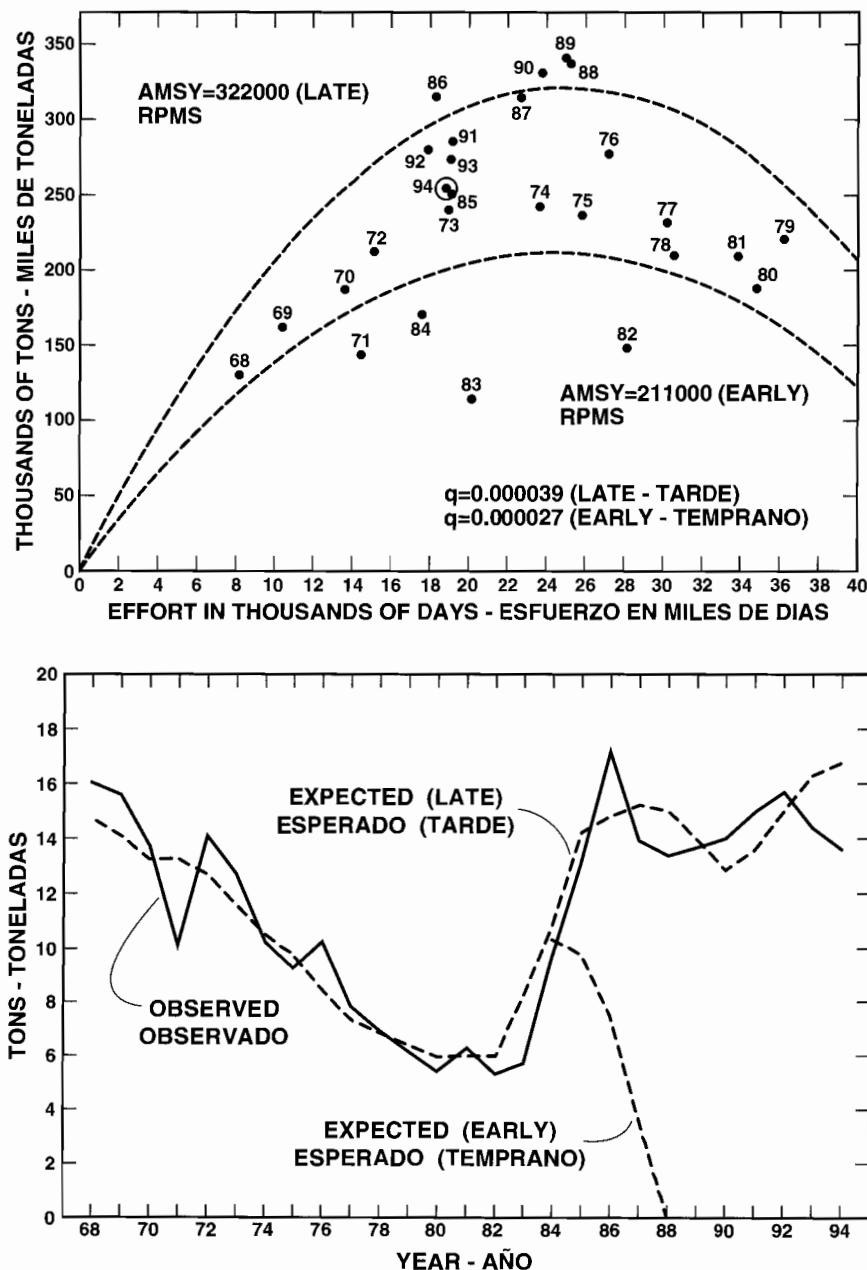


FIGURE 57. Relationships between effort and catch for the yellowfin fishery in the eastern Pacific Ocean during 1968-1993, for the logistic (symmetrical) model with m set at 2.0 (upper panel), and observed and predicted values of the CPDF (lower panel).

FIGURA 57. Relación entre el esfuerzo y la captura en la pesquería del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental durante 1968-1993, según el modelo logístico (simétrico) con m fijado en 2.0 (recuadro superior), y valores de CPDP observados y predichos (recuadro inferior).

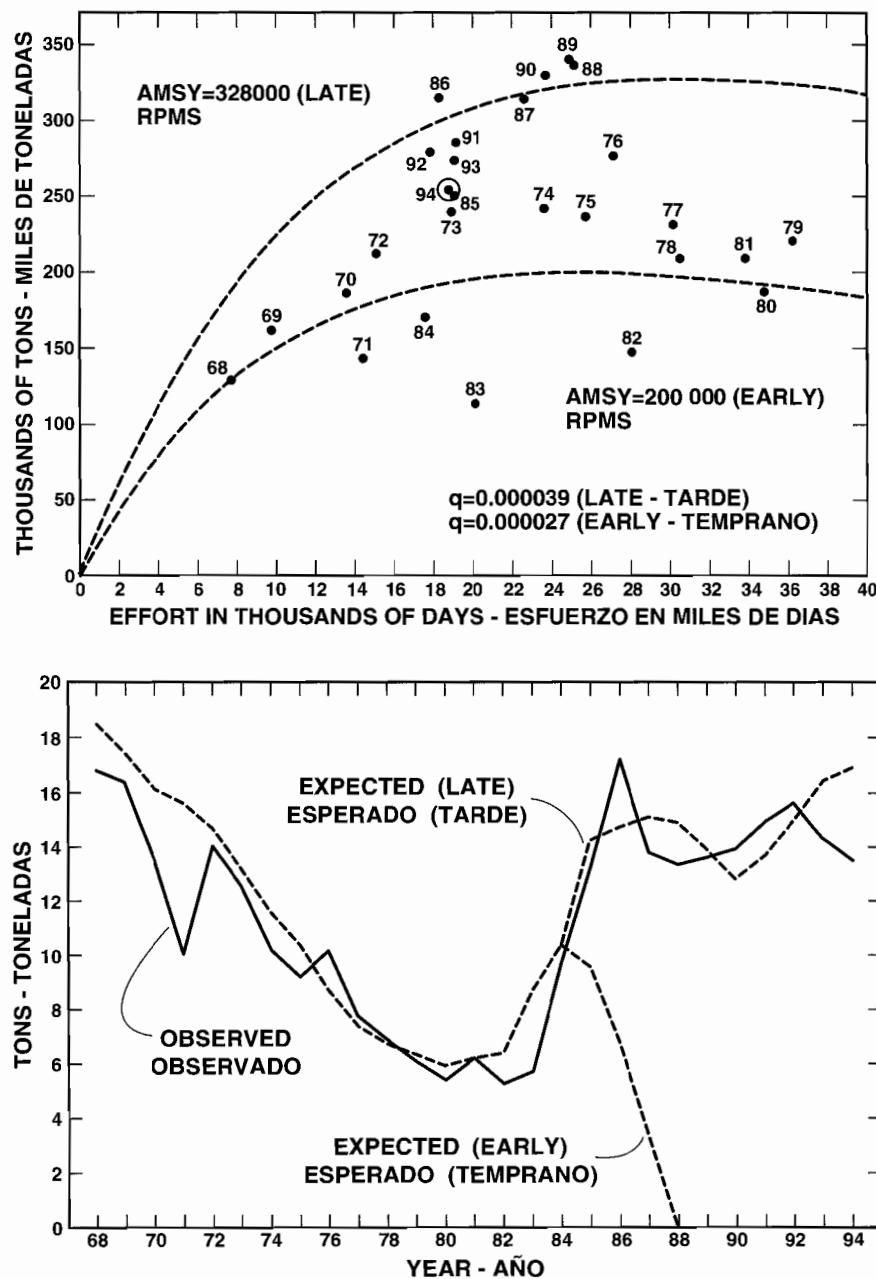


FIGURE 58. Relationships between effort and catch for the yellowfin fishery in the eastern Pacific Ocean during 1968-1993, for the generalized stock production (asymmetrical) model with m set at 0.8 (upper panel), and observed and predicted values of CPDF (lower panel).

FIGURA 58. Relación entre el esfuerzo y la captura en la pesquería del aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental durante 1968-1993, según el modelo generalizado de producción del stock (asimétrico) con m fijado en 0.8 (recuadro superior), y valores de CPDP observados y predichos (recuadro inferior).

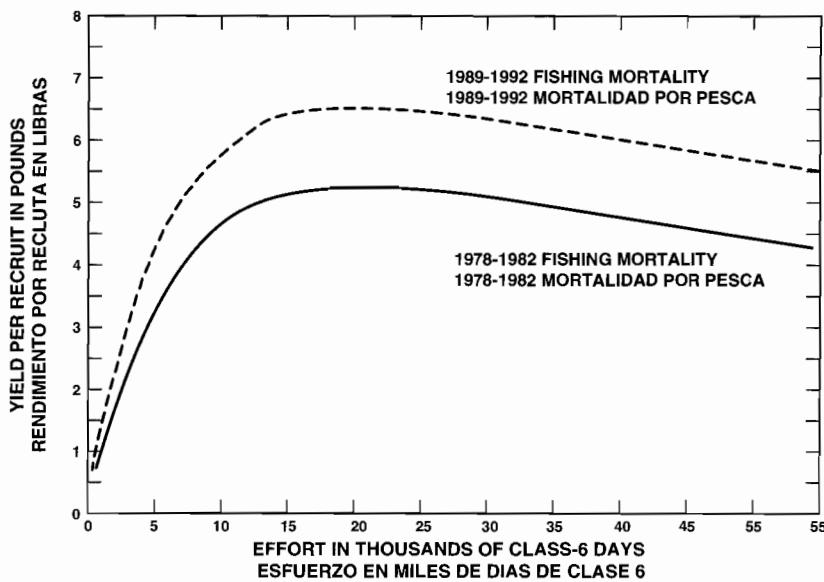


FIGURE 59. Yields per recruit for age-specific mortality rates of 1978-1982 and 1989-1992.

FIGURA 59. Rendimientos por recluta correspondientes a las tasas de mortalidad por edad específica de 1978-1982 y 1989-1992.

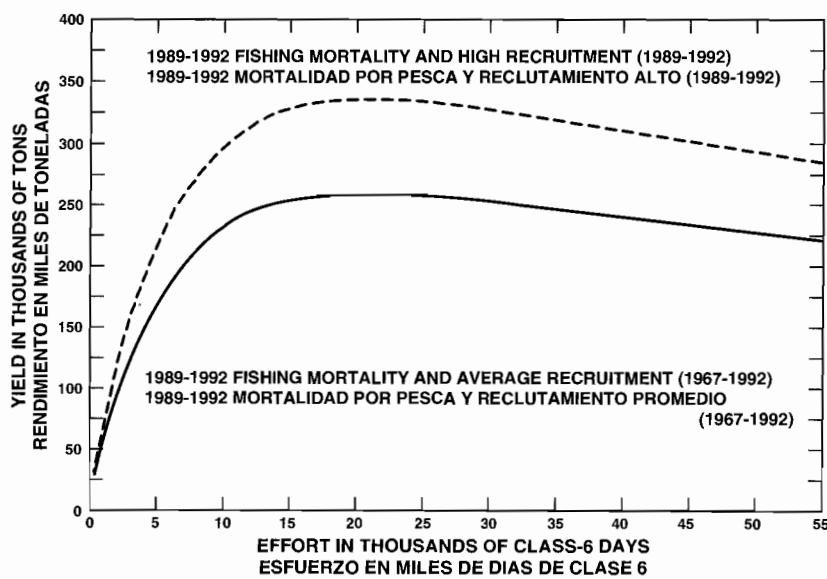


FIGURE 60. Yields for high and average recruitments and age-specific fishing mortality similar to that of 1989-1992.

FIGURA 60. Rendimientos correspondientes a reclutamientos elevados y medios, y mortalidad por pesca por edad específica similar a aquella del período 1989-1992.

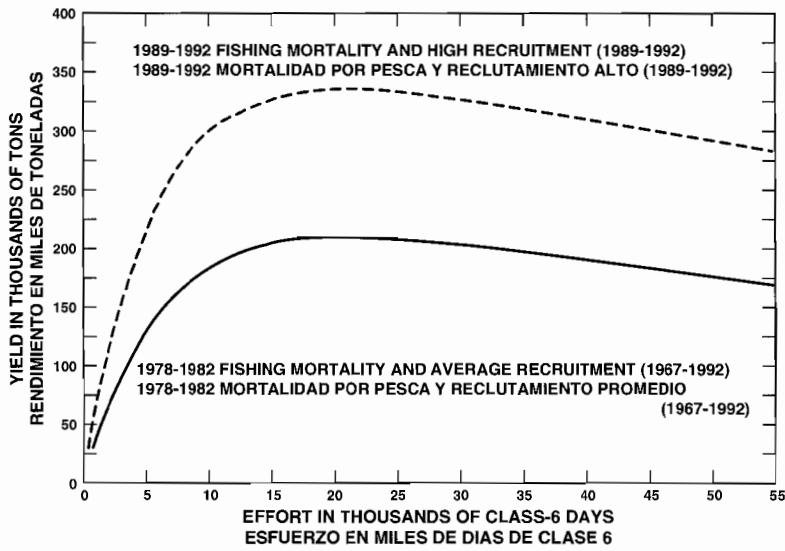


FIGURE 61. Yields for average recruitment and age-specific fishing mortality similar to that of 1978-1982 and for high recruitment and age-specific mortality similar to that of 1989-1992.

FIGURA 61. Rendimientos correspondientes al reclutamiento normal y mortalidad por pesca por edad específica similar a aquella de 1978-1982, y al reclutamiento elevado y mortalidad por edad específica similar a aquella de 1989-1992.

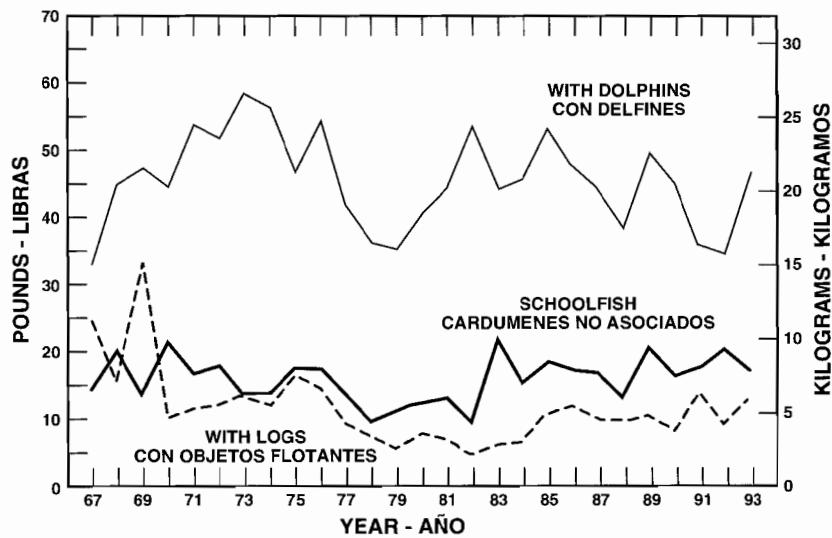


FIGURE 62. Average weights of dolphin-associated fish, log-associated fish, and "schoolfish" (fish associated only with other fish).

FIGURA 62. Peso promedio de peces asociados con delfines, con objetos flotantes, y no asociados (asociados solamente con otros peces).

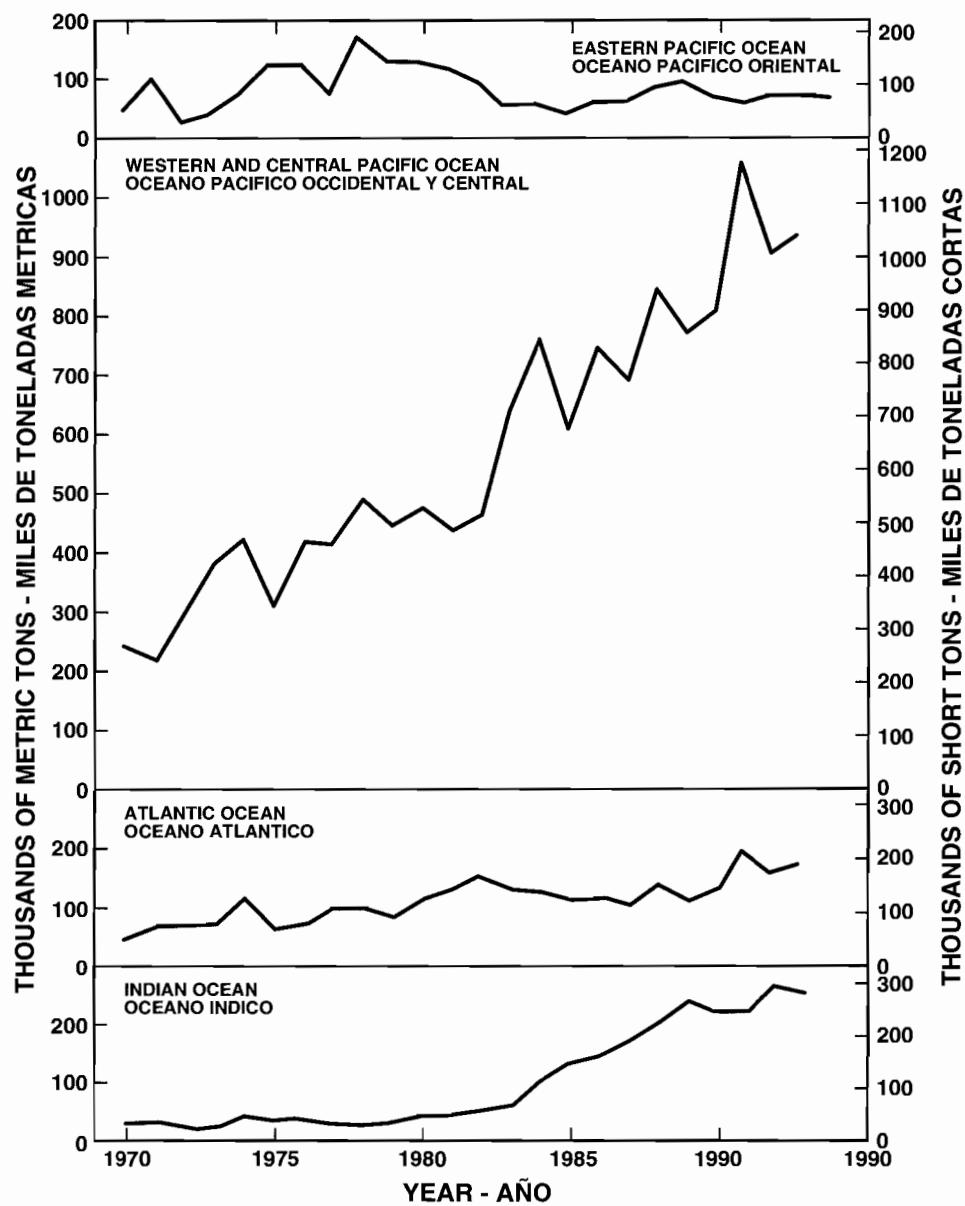


FIGURE 63. Catches of skipjack in the eastern Pacific Ocean, central and western Pacific Ocean, Atlantic Ocean, and Indian Ocean.

FIGURA 63. Capturas de barrilete en el Océano Pacífico oriental, Pacífico central y occidental, y Océanos Atlántico e Indico.

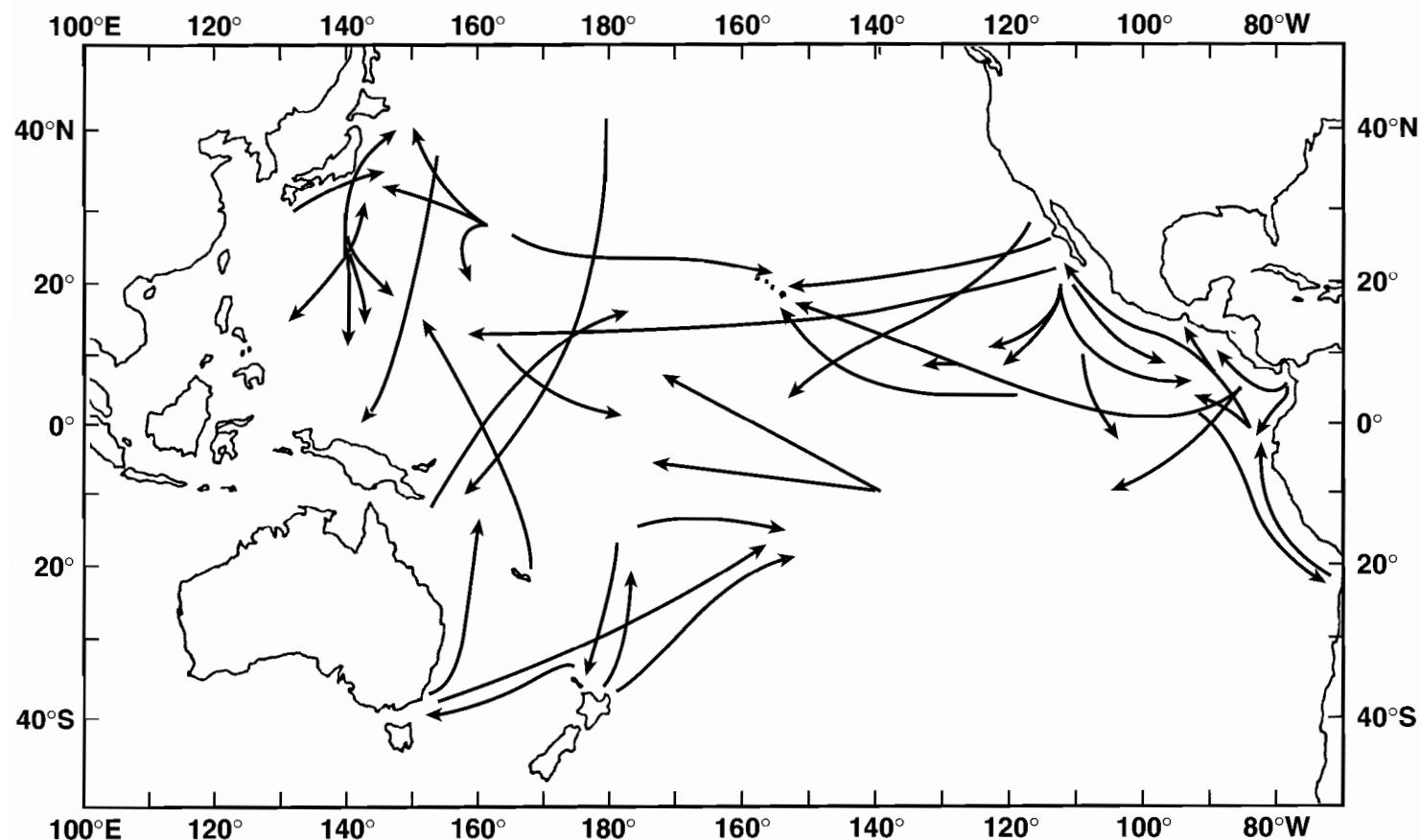


FIGURE 64. Some long-distance movements which have been recorded for tagged skipjack in the Pacific Ocean.
FIGURA 64. Algunas migraciones a larga distancia registradas para barriletes marcados en el Océano Pacífico.

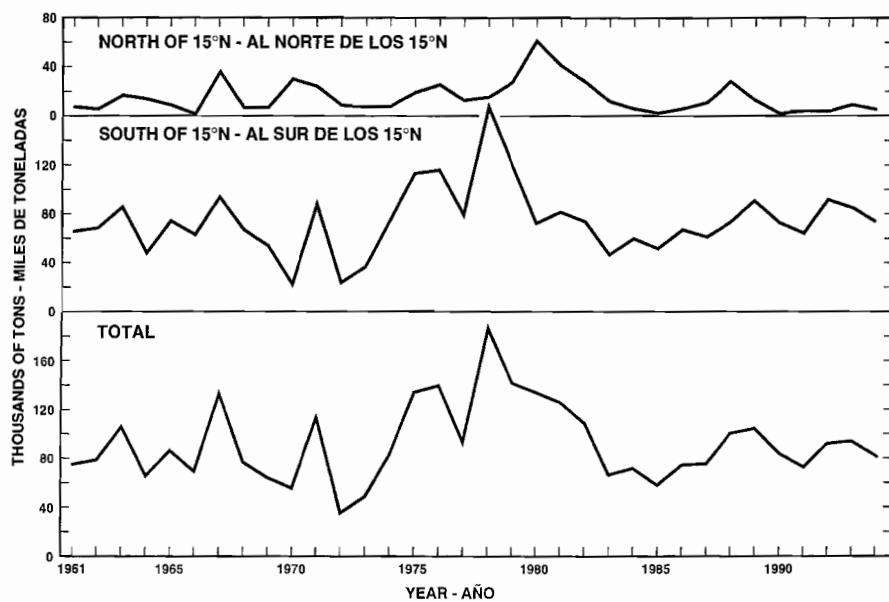


FIGURE 65. Estimated catches of skipjack in the eastern Pacific Ocean north and south of 15°N.

FIGURA 65. Capturas estimadas de barrilete en el Océano Pacífico oriental, al norte y sur de 15°N.

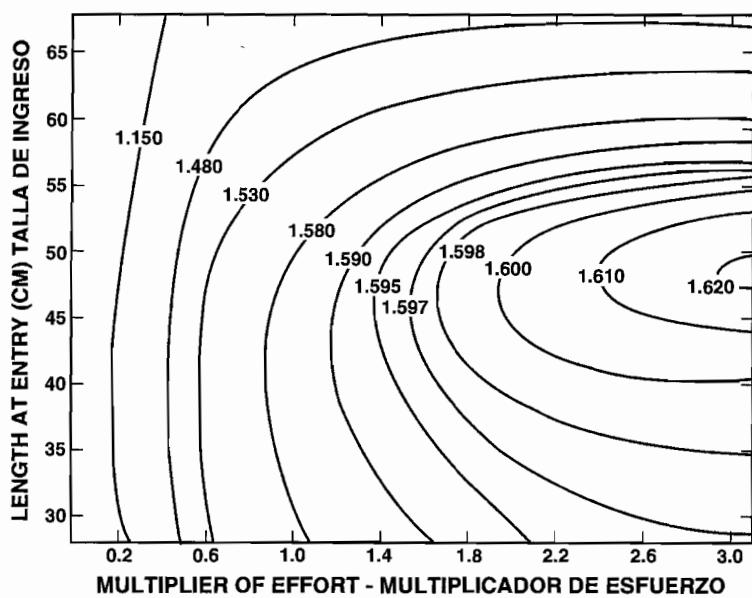


FIGURE 66. Yields per recruit for skipjack with various combinations of fishing effort and length at entry into the fishery.

FIGURA 66. Rendimientos por recluta del barrilete con varias combinaciones de esfuerzo de pesca y talla de ingreso a la pesquería.

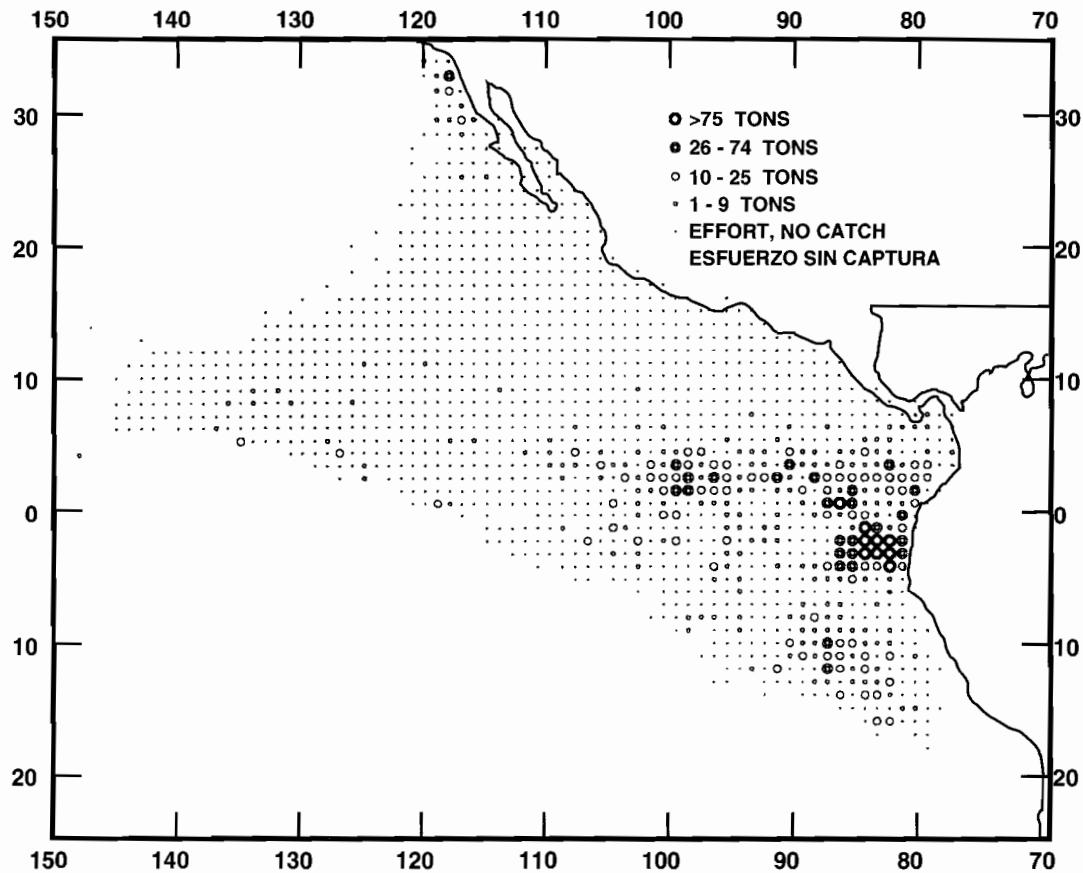


FIGURE 67. Catches of bigeye in the EPO during 1979-1993 for all purse-seine trips for which usable logbook data were obtained.

FIGURA 67. Capturas de patudo en el OPO durante 1979-1993 de todos los viajes de barcos cerqueros de los que se obtuvieron datos de bitácora utilizables.

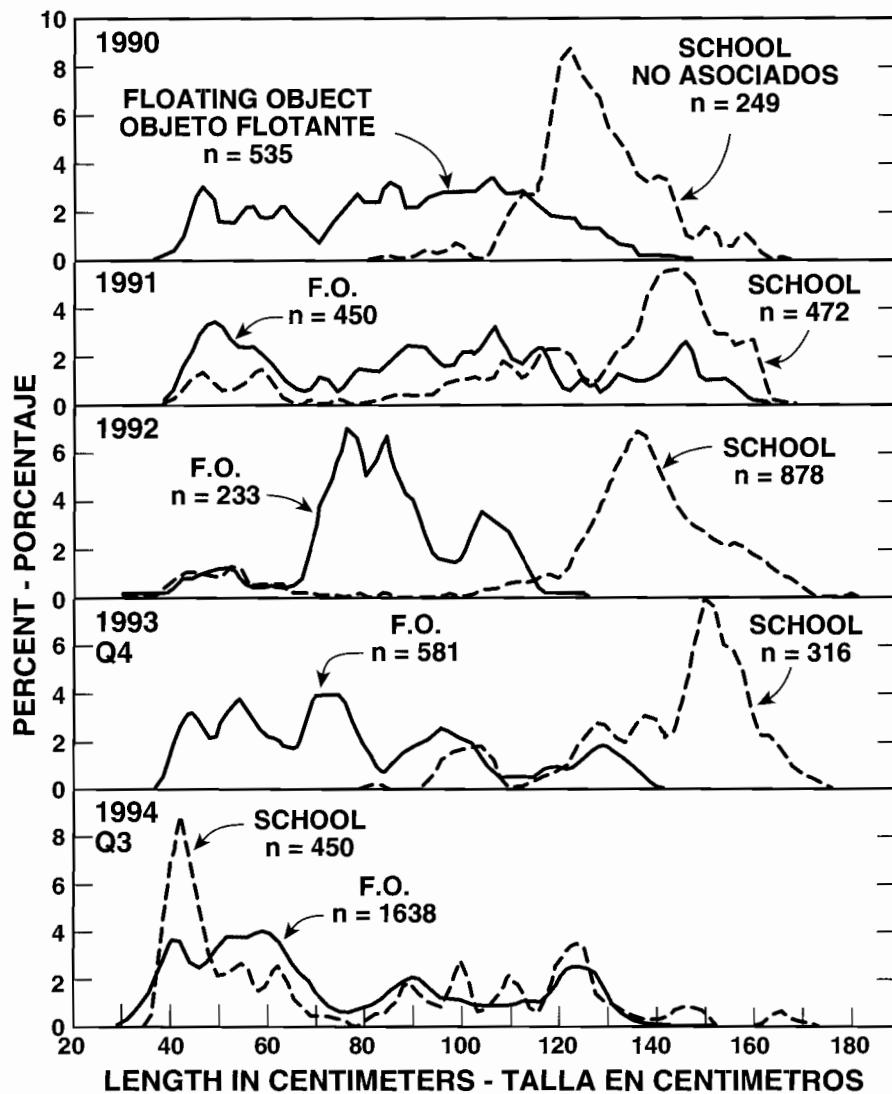


FIGURE 68. Smoothed length-frequency distributions for bigeye caught in sets made on schools of fish associated with floating objects and sets made on free-swimming schools of fish.

FIGURA 68. Distribuciones suavizadas de frecuencia de talla para patudos capturados en lances sobre peces asociados con objetos flotantes y sobre peces en cardúmenes no asociados.

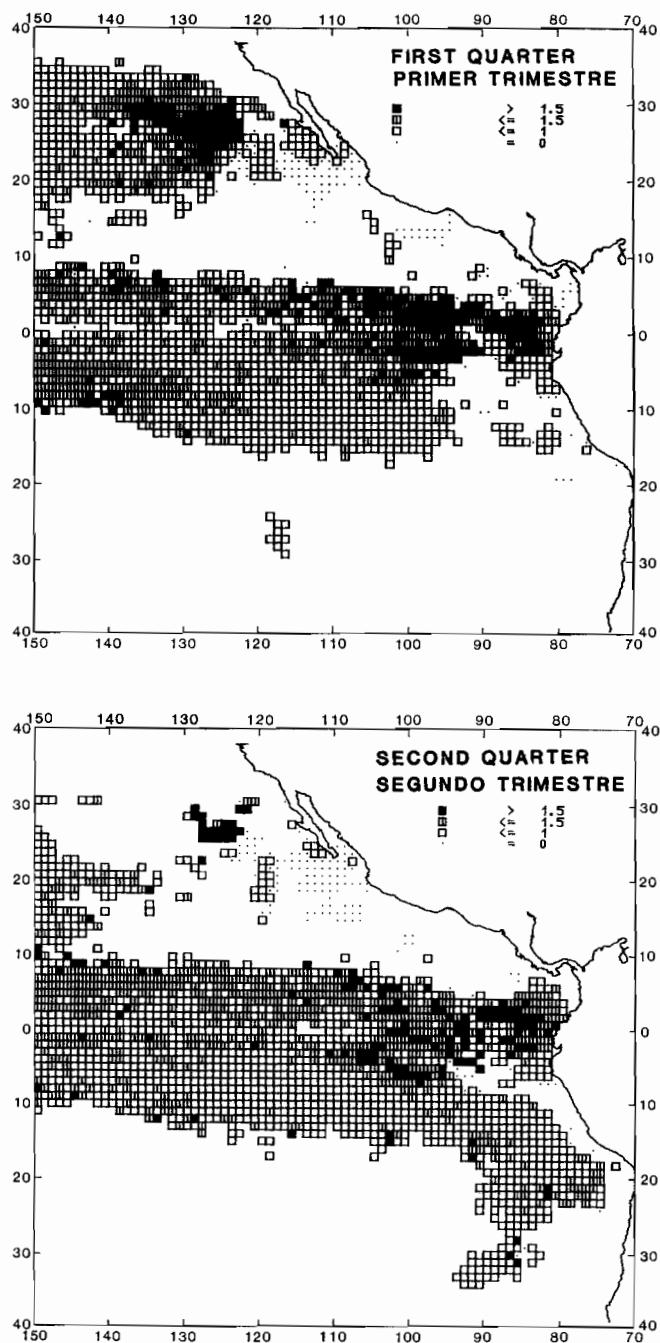


FIGURE 69. Quarterly distributions of the average CPUEs of bigeye by longline vessels in the eastern Pacific Ocean for the 1981-1987 period.

FIGURA 69. Distribución trimestral de las CPUE medias de patudo por barcos palangreros en el Océano Pacífico oriental en el período de 1981-1987.

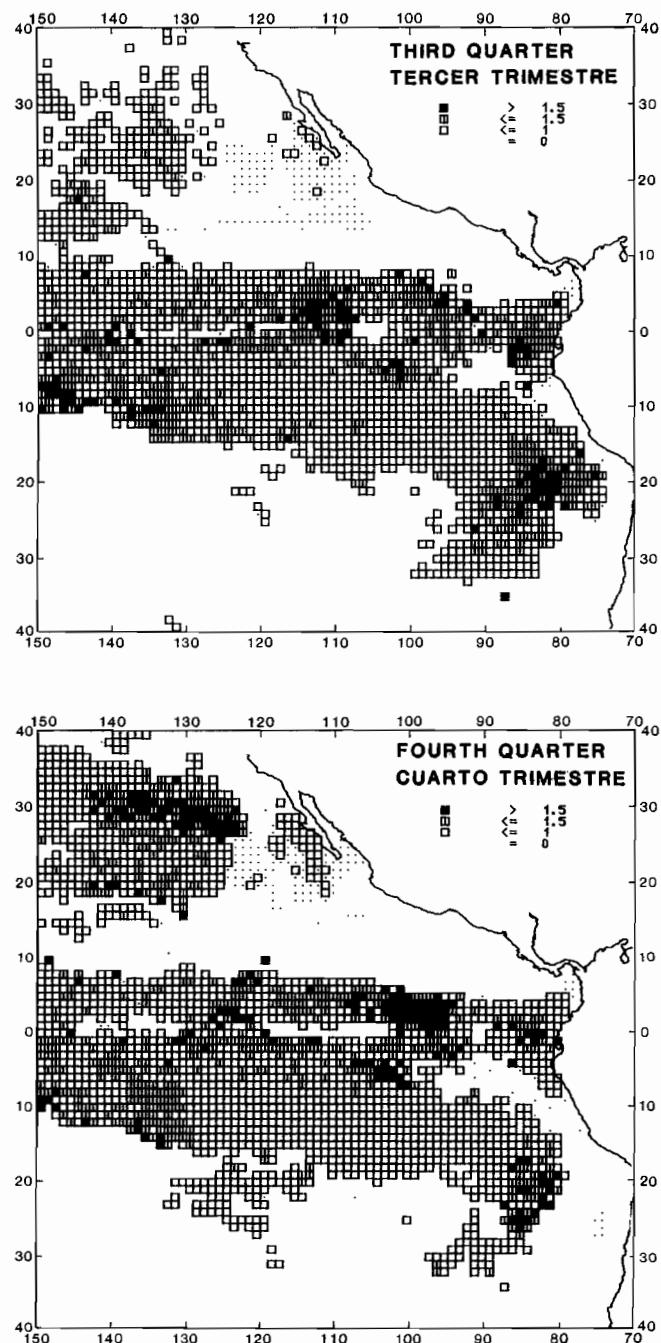


FIGURE 69. (continued)
FIGURA 69. (continuación)

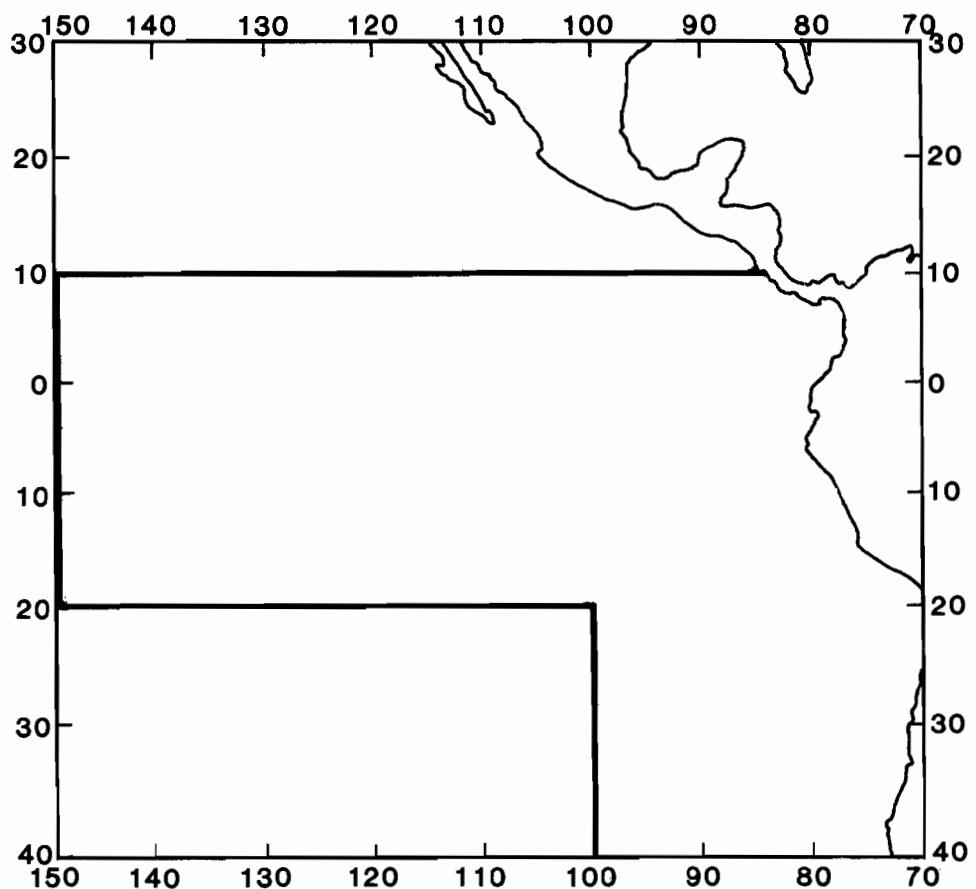


FIGURE 70. Area from which the data used for Figures 71 and 73 were collected.

FIGURA 70. Área donde se tomaron los datos usados en las Figuras 71 y 73.

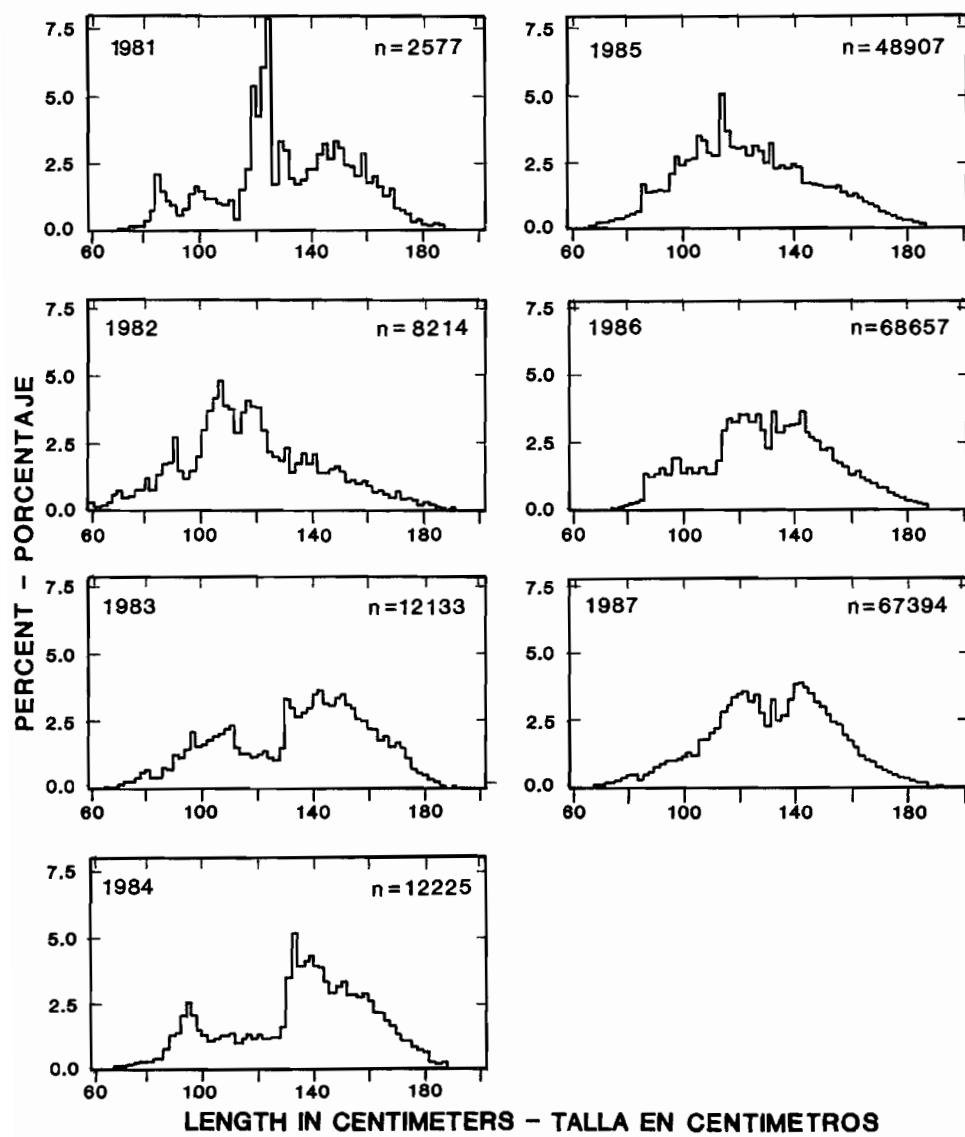


FIGURE 71. Annual length-frequency distributions of bigeye caught by longliners in the area delineated in Figure 70 during 1981-1987.

FIGURA 71. Distribuciones anuales de frecuencia de talla de patudo capturado con palangre durante 1981-1987 en el área delineada en la Figura 70.

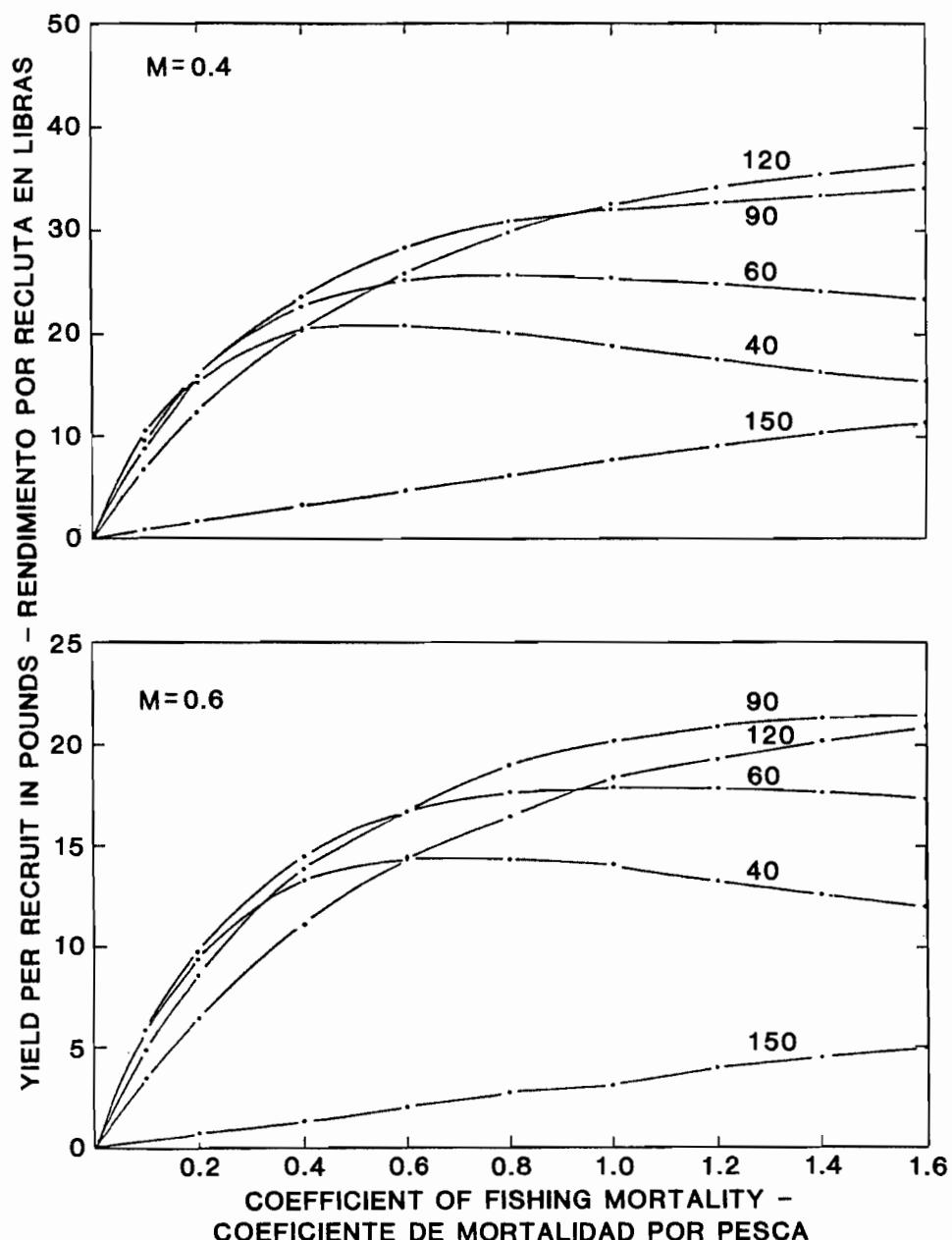


FIGURE 72. Estimated yields per recruit of bigeye with various combinations of fishing mortality and lengths at entry for annual natural mortality rates of 0.4, 0.6, and 0.8.

FIGURA 72. Estimación del rendimiento por recluta del patudo con distintas combinaciones de mortalidad por pesca y talla de ingreso correspondientes a tasas anuales de mortalidad natural de 0.4, 0.6, y 0.8.

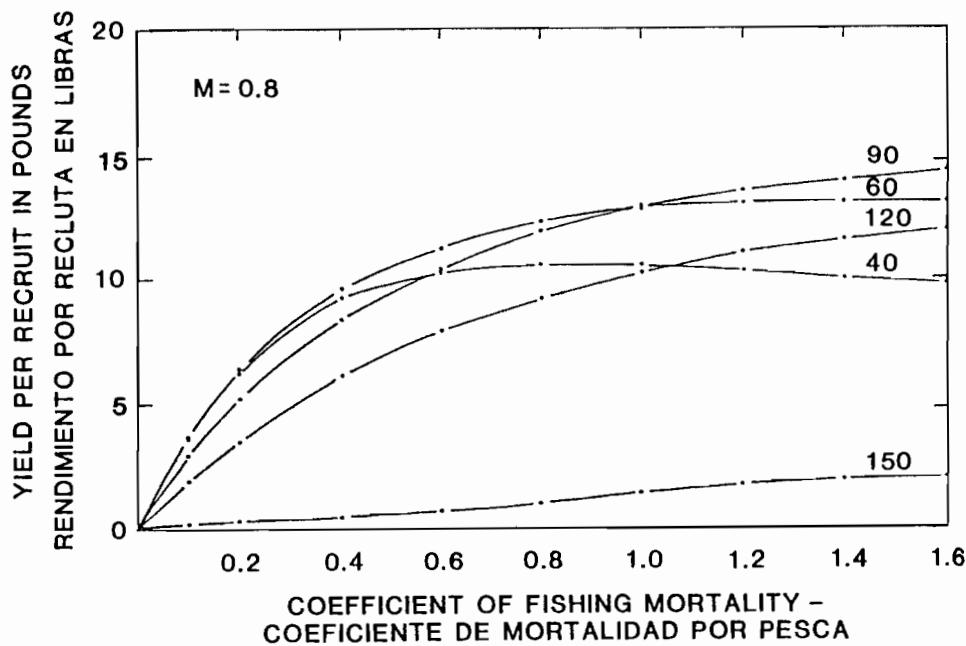


FIGURE 72. (continued)
FIGURA 72. (continuación)

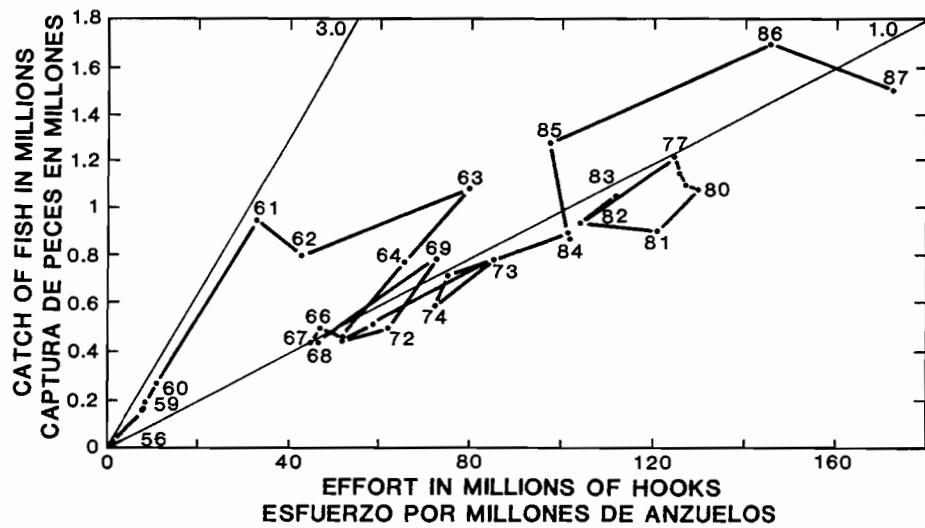


FIGURE 73. Relationship between estimated longline catch and effort for bigeye in the area delineated in Figure 70 for the 1954-1987 period. The fine lines denote CPUEs in numbers of fish per 100 hooks.
FIGURA 73. Relación entre el esfuerzo y la captura palangrera estimada de patudo en el área delineada en la Figura 70 durante el período de 1954-1987. Las líneas finas denotan la CPUE en número de peces por 100 anzuelos.

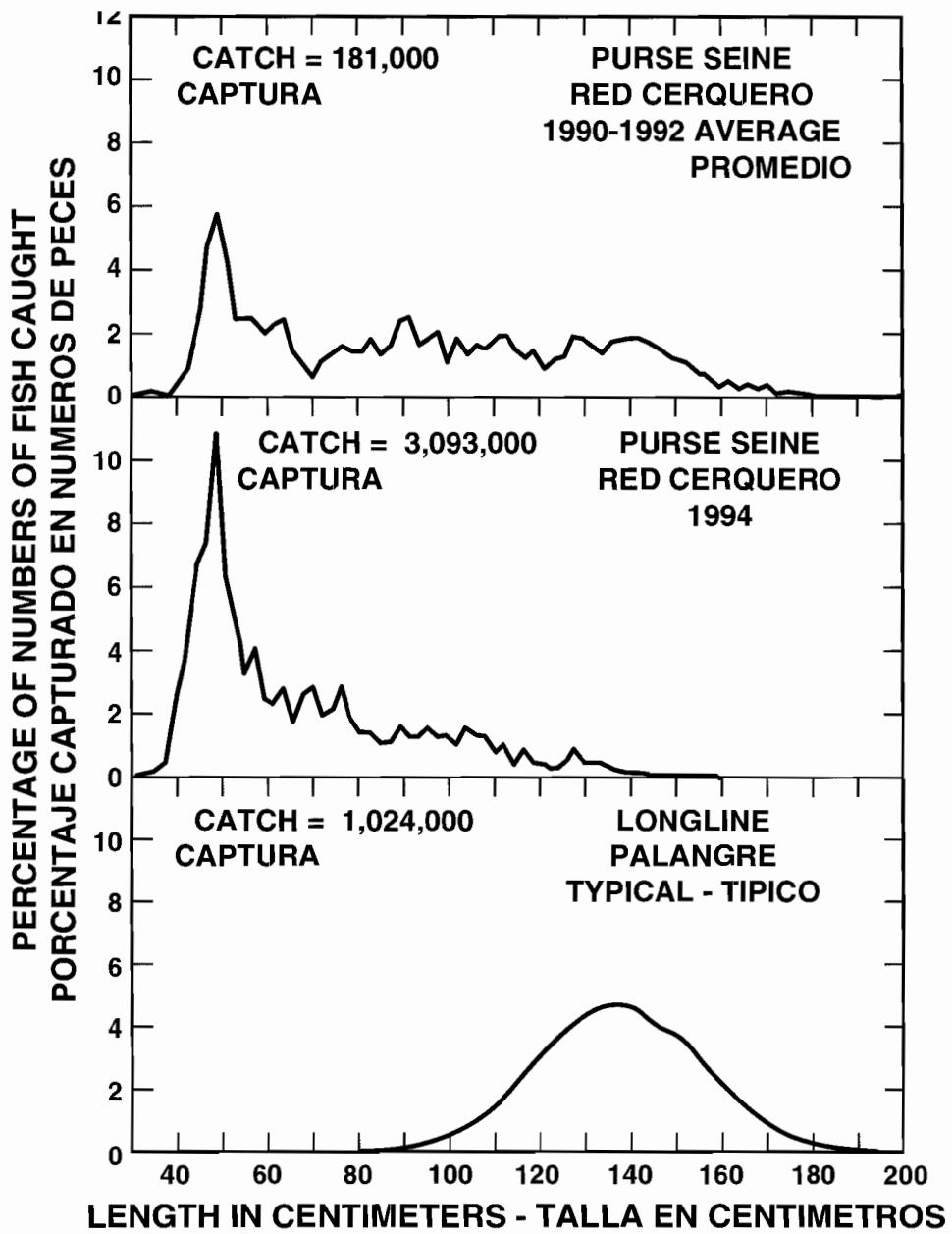


FIGURE 74. Catches of bigeye in the eastern Pacific Ocean and length- frequency distributions of the fish caught.

FIGURA 74. Capturas de patudo en el Océano Pacífico oriental y distribuciones de frecuencia de talla del pescado capturado.

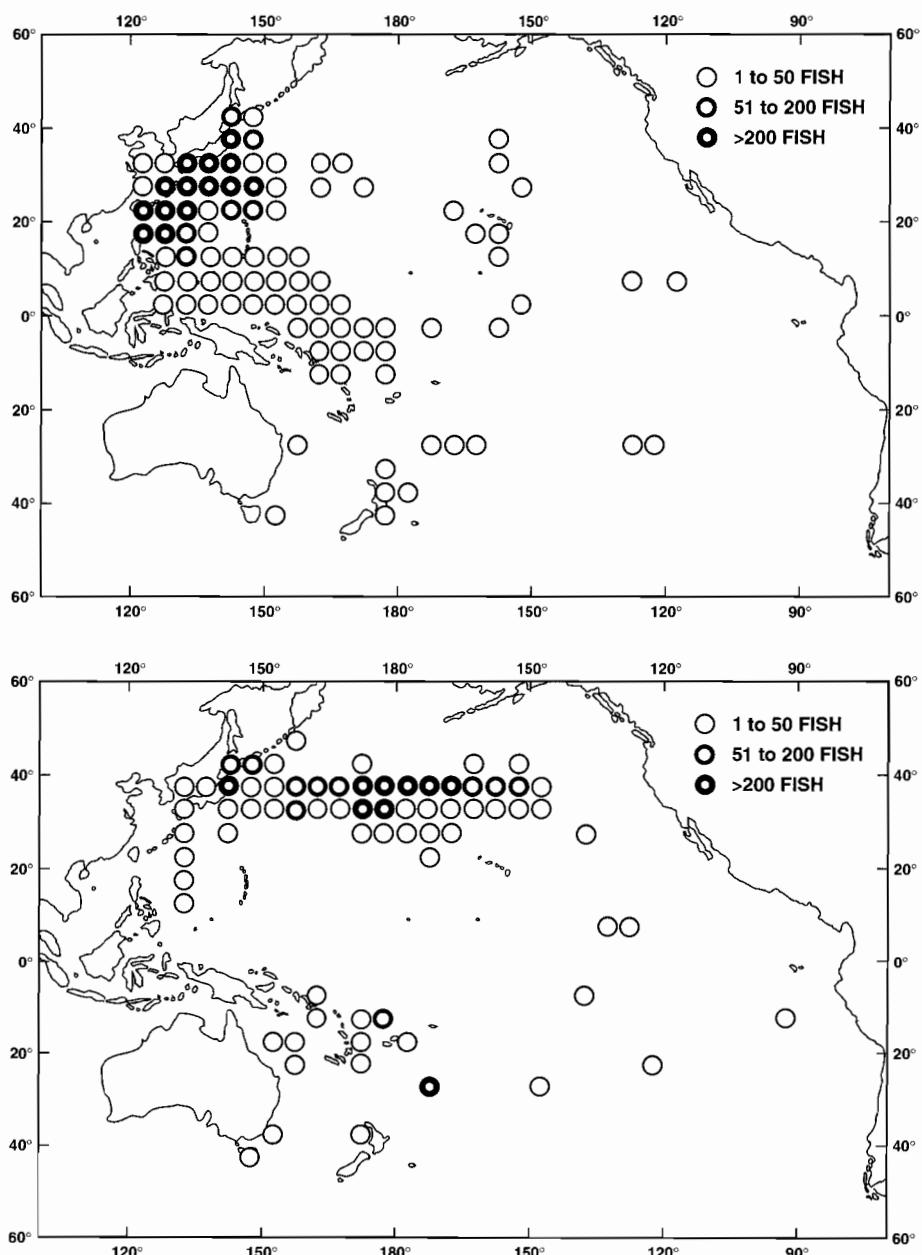


FIGURE 75. Areas where catches of northern bluefin tuna were taken by Japanese longline vessels during May (upper panel) and November (lower panel) of the 1959-1972 period. The values in the upper right corners of the maps indicate the total numbers of fish caught in the 1-degree areas during the 14-year period.
FIGURA 75. Áreas donde atunes aleta azul del norte fueron capturados por barcos palangreros japoneses en mayo (recuadro superior) y noviembre (recuadro inferior) del periodo de 1959-1972. Los valores en la esquina superior derecha de cada mapa indican los números totales de peces capturados en los áreas de 1° durante el periodo de 14 años.

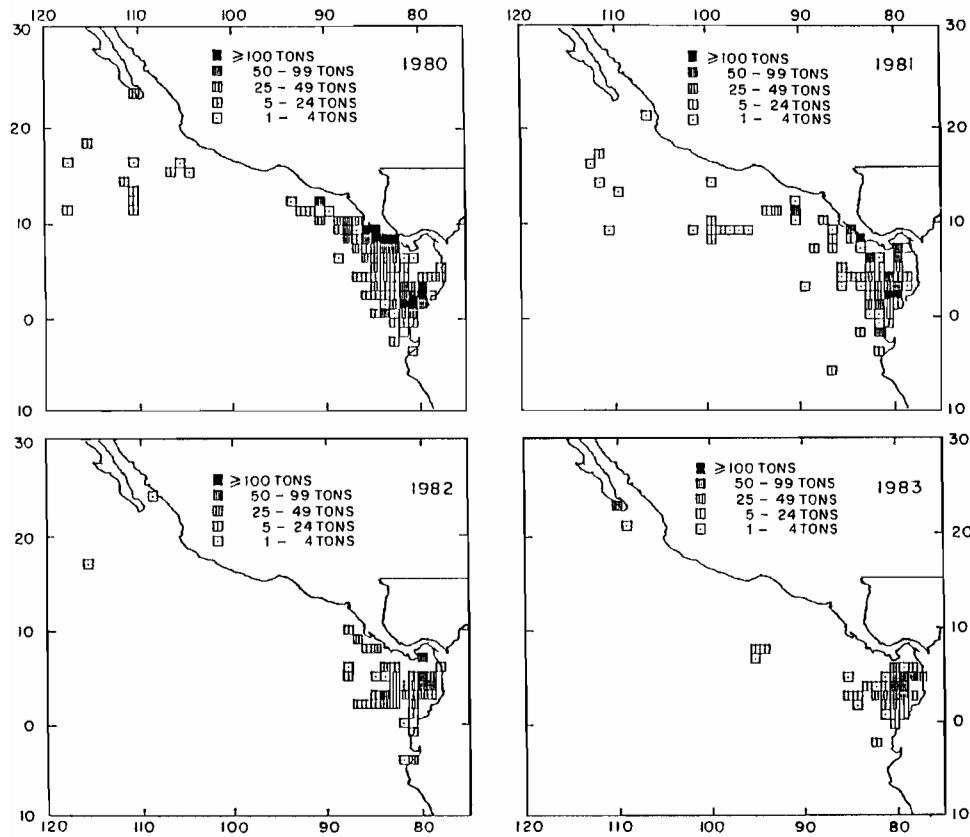


FIGURE 76. Logged purse-seine catches of black skipjack in the eastern Pacific Ocean during 1980-1983.
FIGURA 76. Capturas de barbilete negro con cerco registradas en el Océano Pacífico oriental en 1980-1983.

TABLE 1. Estimated catches by surface gear, in short tons, by the eastern Pacific tuna fleet. The abbreviations used in the table are as follows: YFT, yellowfin; SKJ, skipjack; BET, bigeye; BFT, bluefin; BEP, bonito; ALB, albacore; BKJ, black skipjack; MISC, other species including sharks, other tunas, and miscellaneous fishes; CYRA, Commission's Yellowfin Regulatory Area; outside, area between the CYRA and 150°W. The 1994 data are preliminary. Additional information concerning this table is given in the text.

TABLA 1. Capturas estimadas, en toneladas cortas, logradas con artes de superficie por la flota atunera del Pacífico oriental. En la tabla se usan las siguientes abreviaturas: YFT: aleta amarilla; SKJ: barrilete; BET: patudo; BFT: aleta azul; BEP: bonito; ALB: albacora; BKJ: barrilete negro; MISC: otras especies, incluyendo tiburones, otros túnidos, y peces diversos; ARCAA: Área de Regulación de la Comisión para el Aleta Amarilla; exterior: zona entre el ARCAA y 150°W. Los datos de 1994 son preliminares. En el texto se presenta mayor información sobre esta tabla.

Year Año	CYRA ARCAA	Outside Exterior	Pacific Ocean east of 150°W Océano Pacífico al este de 150°W								Total
			YFT	YFT	YFT	SKJ	BET	BFT	BEP	ALB	BKJ
1962	87,158	0	87,158	78,256	362	12,421	3,576	1,292	0	193	183,258
1963	72,136	0	72,136	105,333	83	13,527	3,442	3,773	0	265	198,559
1964	101,390	0	101,390	65,322	75	10,161	7,387	3,672	5	248	188,260
1965	90,167	0	90,167	86,194	130	7,592	4,464	710	18	171	189,446
1966	91,513	0	91,513	66,669	294	17,523	4,911	2,140	10	465	183,525
1967	90,116	0	90,116	132,999	1,834	6,491	11,072	4,133	0	127	246,772
1968	114,500	1,207	115,707	78,385	2,821	6,587	8,772	4,955	0	138	217,365
1969	126,898	19,217	146,115	65,109	635	7,635	3,252	3,246	0	1	225,993
1970	142,425	30,680	173,105	61,752	1,469	4,372	5,223	4,935	0	29	250,885
1971	113,886	22,758	136,644	115,432	2,830	9,215	10,581	2,745	6	67	277,520
1972	152,897	44,768	197,665	36,826	2,468	14,714	9,781	5,326	662	404	267,846
1973	177,985	49,506	227,494	48,450	2,181	11,845	8,670	2,553	1,845	391	303,429
1974	191,606	40,988	232,594	86,862	980	6,192	4,888	5,272	4,125	1,087	342,000
1975	176,044	47,729	223,773	136,540	4,104	10,563	18,561	3,672	564	305	398,082
1976	210,468	50,829	261,297	139,070	11,229	11,735	4,815	4,115	1,681	1,463	435,405
1977	202,409	17,792	220,201	95,169	7,777	6,033	12,428	2,163	1,608	2,148	347,527
1978	183,995	16,037	200,032	187,185	12,911	5,948	5,332	1,923	2,383	888	416,602
1979	194,973	15,177	210,150	145,531	8,302	6,744	1,988	361	1,509	1,375	375,960
1980	146,480	29,638	176,118	143,761	16,998	3,239	6,736	661	4,057	1,050	352,620
1981	174,691	26,545	201,236	131,846	11,124	1,201	6,523	830	2,108	1,113	355,981
1982	118,722	20,079	138,801	108,782	4,524	3,472	2,339	610	1,475	862	260,865
1983	91,397	13,482	104,879	64,049	3,594	940	4,221	503	1,363	1,885	181,434
1984	142,325	18,186	160,511	66,746	6,453	972	3,873	5,899	734	1,087	246,275
1985	216,235	24,075	240,310	54,456	4,996	4,469	3,973	955	328	590	310,077
1986	252,951	42,688	295,639	70,005	2,182	5,604	540	198	656	1,256	376,080
1987	273,541	26,559	300,100	68,723	855	1,108	3,666	460	614	1,177	377,304
1988	294,561	22,941	317,502	94,101	1,161	1,569	10,527	178	1,397	1,430	427,865
1989	267,135	51,845	318,980	101,825	1,621	1,289	13,332	1	863	1,182	439,093
1990	249,587	51,659	301,246	80,049	5,194	1,699	15,274	203	873	1,041	405,579
1991	241,855	21,545	263,400	69,732	4,122	509	1,420	919	492	715	341,309
1992	243,501	20,436	263,937	93,006	6,060	2,203	1,078	337	115	840	367,576
1993	235,022	20,738	255,760	94,766	8,891	912	661	1	114	346	361,451
1994	214,932	23,822	238,754	81,159	31,719	869	8,896	94	251	817	362,559

TABLE 1. (continued)
TABLA 1. (continuación)

Year Año	Western Pacific Pacífico occidental			Atlantic and Caribbean Atlántico y Caribe				Total, all areas and species Total, todas las zonas y especies
	YFT	SKJ	MISC	YFT	SKJ	BET	MISC	
1962	0	0	0	0	0	0	0	183,258
1963	0	0	0	14	1,827	0	2,985	203,385
1964	0	0	0	0	4,361	0	3,159	195,780
1965	0	0	0	50	173	0	1,390	191,059
1966	0	0	0	0	4	0	124	183,653
1967	0	0	0	1,252	542	0	858	249,424
1968	0	0	0	7,371	4,213	17	0	228,966
1969	0	0	0	20,243	5,202	163	0	251,601
1970	0	227	0	10,321	13,094	215	1,790	276,532
1971	0	0	0	4,595	20,156	649	1,820	304,740
1972	0	0	0	14,158	14,797	234	1,094	298,129
1973	0	0	0	4,248	25,494	125	746	334,041
1974	35	0	0	6,528	21,693	957	178	371,391
1975	0	363	0	15,884	8,310	74	909	423,622
1976	247	5,435	2	2,509	2,842	43	469	446,952
1977	157	6,822	4	8,821	7,054	365	130	370,880
1978	24	8,050	44	11,474	9,381	274	369	446,218
1979	0	4,826	0	3,491	3,097	234	659	388,267
1980	351	6,062	0	5,540	4,269	222	32	369,096
1981	5,369	6,603	0	4,401	5,047	141	186	377,428
1982	6,106	13,402	66	5,502	3,277	380	243	289,841
1983	27,930	55,325	390	10,269	6,742	0	276	282,366
1984	5,877	17,971	537	7,696	5,934	3	193	284,486
1985	991	5,368	7	7,851	4,096	0	49	328,439
1986	4,321	5,341	0	1,068	1,767	9	15	388,601
1987	1,532	3,427	15	4,004	2,420	26	107	388,836
1988	772	2,102	556	334	202	0	0	431,831
1989	0	0	269	2,957	1,762	0	2	444,083
1990	2,247	9,708	484	2,952	1,942	69	11	422,992
1991	4	1,792	8	5,513	3,761	0	38	352,425
1992	0	0	90	3,487	2,042	30	241	373,466
1993	0	0	165	5,048	5,418	0	91	372,173
1994	6,974	3,908	115	4,919	2,612	0	143	381,229

TABLE 2. Estimates of the catches and landings of tunas caught by surface gear in the eastern Pacific Ocean (EPO) in 1993, by species and vessel flag, in short tons.

TABLA 2. Estimaciones de las capturas y desembarcos de atunes capturados con artes de superficie en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 1993, por especie y bandera del barco, en toneladas cortas.

Flag	Yellowfin		Skipjack	Bigeye	Bluefin	Bonito	Albacore	Black skipjack	Other ¹	Total	Percentage of total
	CYRA	Outside									
Bandera	Aleta amarilla		Barrilete	Patudo	Aleta azul	Bonito	Albacora	Barrilete negro	Otras ¹	Total	Porcentaje del total
	ARCAA	Exterior									
CATCHES—CAPTURAS											
Ecuador	21,312	0	23,663	1,862	0	0	0	84	244	47,165	13.0
Mexico	101,789	10,732	17,112	1,504	0	255	0	1	19	131,412	36.4
U.S.A.	19,976	1,870	20,798	2,040	912	406	1	0	35	46,038	12.7
Vanuatu	27,852	746	11,457	1,493	0	0	0	0	16	41,564	11.5
Venezuela	42,826	6,459	6,786	198	0	0	0	7	0	56,276	15.6
Other-Otros ²	21,267	931	14,950	1,794	0	0	0	22	32	38,996	10.8
Total	235,022	20,738	94,766	8,891	912	661	1	114	346	361,451	
LANDINGS—DESEMBARCOS											
Colombia	23,815	450	8,043	915	0	0	0	22	7	33,252	9.3
Costa Rica	24,646	1,660	5,926	1,221	0	0	0	0	17	33,470	9.3
Ecuador	43,798	285	48,848	5,451	0	0	0	84	311	98,777	27.6
Italy	1,973	753	0	0	0	0	0	0	0	2,726	0.8
Mexico	81,766	9,488	10,012	602	0	255	0	1	3	102,127	28.5
Spain	575	0	648	0	0	0	0	0	0	1,223	0.3
U.S.A.	11,038	198	16,935	2,725	871	405	1	0	8	32,181	9.0
Venezuela	35,874	7,008	4,786	104	0	0	0	7	0	47,779	13.3
Other-Otros ³	6,212	37	373	0	41	0	0	0	0	6,663	1.9
Total	229,697	19,879	95,571	11,018	912	660	1	114	346	358,198	

¹ Includes mackerel, sharks, other tunas, and miscellaneous fishes.¹ Incluye macarelas, tiburones, otros túنidos, y peces diversos.² Includes Belize, Cyprus, New Zealand, Peru, Russia, Spain, and St. Vincent and the Grenadines. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.² Incluye Belice, Chipre, España, Nueva Zelanda, Perú, Rusia, y San Vicente y Granadinas. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.³ Includes France, North Africa, Peru, and unidentified locations. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.³ Incluye África del Norte, Francia, Perú, y localidades no identificadas. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.

TABLE 3. Preliminary estimates of the catches and landings of tunas caught by surface gear in the EPO in 1994, by species and vessel flag, in short tons.
TABLA 3. Estimaciones preliminares de las capturas y desembarcos de atunes capturados con artes de superficie en el OPO en 1994, por especie y bandera del barco, en toneladas cortas.

Flag	Yellowfin		Skipjack	Bigeye	Bluefin	Bonito	Albacore	Black skipjack	Other ¹	Total	Percentage of total
	CYRA	Outside									
Bandera	Aleta amarilla		Barrilete	Patudo	Aleta azul	Bonito	Albacora	Barrilete negro	Otras ¹	Total	Porcentaje del total
	ARCAA	Exterior									
CATCHES—CAPTURAS											
Colombia	8,647	4	7,912	5,407	0	0	0	0	0	21,970	6.1
Ecuador	21,812	0	17,096	5,190	0	0	0	154	513	44,765	12.3
Mexico	90,482	18,087	15,223	2,088	72	8,683	0	0	8	134,643	37.1
Panama	3,566	0	1,853	0	0	0	0	0	0	5,419	1.5
U.S.A.	11,075	1,545	12,220	4,690	797	213	94	97	1	30,732	8.5
Vanuatu	30,474	152	10,425	7,275	0	0	0	0	259	48,585	13.4
Venezuela	43,395	4,001	5,917	497	0	0	0	0	0	53,810	14.8
Other-Otros ²	5,481	33	10,513	6,572	0	0	0	0	36	22,635	6.2
Total	214,932	23,822	81,159	31,719	869	8,896	94	251	817	362,559	
LANDINGS—DESEMBARCOS											
Colombia	24,874	128	14,326	6,316	0	0	0	0	259	45,903	12.4
Costa Rica	19,180	9	3,698	1,429	0	0	0	17	2	24,335	6.6
Ecuador	51,352	4	39,332	14,672	0	0	0	154	550	106,064	28.7
Mexico	89,884	18,300	12,729	791	72	8,896	0	0	8	130,680	35.3
Spain	1,302	436	326	1,844	0	0	0	0	0	3,908	1.1
U.S.A.	7,684	283	7,689	2,640	798	0	94	80	0	19,268	5.2
Venezuela	26,912	3,874	3,318	228	0	0	0	0	0	34,332	9.3
Other-Otros ³	4,133	1,149	94	45	0	0	0	0	0	5,421	1.5
Total	225,321	24,183	81,512	27,965	870	8,896	94	251	819	369,911	

¹ Includes mackerel, sharks, other tunas, and miscellaneous fishes.

¹ Incluye macarelas, tiburones, otros túidos, y peces diversos.

² Includes Belize, Cyprus, New Zealand, Spain, and St. Vincent and the Grenadines. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

² Incluye Belice, Chipre, España, Nueva Zelandia, y San Vicente y Granadinas. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.

³ Includes North Africa, Peru, and unidentified locations. This category is used to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

³ Incluye África del Norte, Perú, y localidades no identificadas. Se usa esta categoría para no revelar información sobre faenas de barcos o empresas individuales.

TABLE 4. Logged catches of yellowfin (YFT), skipjack (SKJ), and bigeye (BET) tuna in three types of purse-seine sets, and total purse-seine catches of yellowfin, skipjack, and bigeye. The numbers of dolphin sets differ from those shown in Figure 30 because the values in the figure were obtained from the observer data base.

TABLA 4. Capturas registradas de aleta amarilla (YFT), barrilete (SKJ), y patudo (BET) en tres tipos de lance cerquero, y capturas totales de aleta amarilla, barrilete, y patudo por barcos cerqueros. Los números de lances sobre delfines no equivalen a aquellos presentados en la Figura 30 porque los valores en dicha figura provienen de la base de datos de observadores.

Year	Logged sets and catches												Total catches		
	Dolphin				Floating object				Free-swimming						
	Sets	YFT	SKJ	BET	Sets	YFT	SKJ	BET	Sets	YFT	SKJ	BET	YFT	SKJ	BET
Lances y capturas registradas												Capturas totales			
Delfín				Objeto flotante				No asociados							
Año	Lances	YFT	SKJ	BET	Lances	YFT	SKJ	BET	Lances	YFT	SKJ	BET	YFT	SKJ	BET
1961	3,595	28,524	395	0	178	679	1,808	0	3,368	13,753	14,779	0	92,852	39,360	172
1962	2,822	17,873	188	0	108	552	667	0	7,548	27,947	34,999	20	62,219	55,727	176
1963	3,157	16,965	407	0	124	177	920	0	8,229	22,103	44,447	0	56,371	79,268	0
1964	5,832	34,730	1,013	0	169	404	608	0	6,596	30,660	31,777	0	88,352	48,676	0
1965	6,031	40,102	823	0	107	636	641	0	6,595	17,746	36,757	9	76,653	61,545	1
1966	5,326	36,461	1,548	0	145	978	608	0	6,060	24,543	30,592	100	81,582	48,750	120
1967	3,462	28,291	342	0	718	1,913	5,382	115	8,635	33,196	75,249	690	89,301	106,298	1,010
1968	3,754	43,068	561	349	844	7,312	11,051	39	7,246	42,476	40,043	963	103,436	59,820	2,751
1969	7,602	98,577	6,738	0	220	1,589	1,454	25	5,743	21,836	26,324	261	131,511	44,930	635
1970	7,855	100,902	8,021	9	241	1,386	1,893	0	8,536	45,489	27,782	140	160,554	45,703	1,469
1971	4,784	72,406	1,212	0	955	4,089	15,550	110	8,857	32,283	58,296	1,635	125,737	95,914	2,728
1972	8,084	129,964	708	0	577	7,350	5,083	419	4,085	24,851	13,750	1,480	186,759	29,032	2,394
1973	8,608	127,922	735	154	1,002	10,000	6,941	699	7,525	46,800	17,818	803	220,071	36,945	2,037
1974	7,759	98,297	553	18	3,384	32,949	32,708	221	7,466	47,295	28,562	448	220,193	78,181	977
1975	7,894	112,712	877	0	2,699	16,173	32,273	1,898	9,501	46,364	54,778	1,686	214,335	120,820	4,073
1976	7,084	120,375	3,207	0	4,805	35,577	49,627	2,297	10,597	59,556	46,207	6,356	255,599	126,300	11,174
1977	7,133	90,508	3,294	119	2,610	19,150	20,777	2,652	10,434	57,173	34,371	3,048	216,293	84,839	7,775
1978	5,098	56,589	1,037	6	8,422	45,332	97,501	2,730	11,201	56,979	47,073	7,831	193,345	179,372	12,912
1979	7,246	75,911	1,251	20	6,043	33,243	76,010	1,525	12,296	59,789	40,437	3,685	203,079	137,245	8,302
1980	6,456	67,471	1,948	53	5,542	29,197	70,443	2,602	11,755	49,462	35,062	11,996	172,009	135,987	16,885
1981	6,618	73,439	490	0	5,010	25,006	63,711	2,305	10,644	59,688	35,582	6,393	197,046	124,485	11,122
1982	4,940	53,634	370	0	5,095	23,946	57,188	2,884	6,517	27,586	30,814	1,012	135,855	104,357	4,496
1983	3,583	32,156	1,506	0	3,057	11,849	26,008	1,673	7,641	39,387	23,317	520	97,550	58,570	3,466
1984	5,919	88,089	692	1	2,278	9,114	34,072	1,863	6,804	48,241	17,250	2,649	155,970	62,774	6,525
1985	10,156	166,416	78	0	1,434	11,436	21,001	2,448	4,730	34,762	25,685	1,049	237,668	53,324	4,956
1986	8,843	173,858	481	0	3,370	34,783	38,316	947	3,687	38,762	15,920	130	292,617	67,773	2,137
1987	11,514	182,922	477	22	2,596	26,418	27,968	434	5,090	47,469	24,779	147	293,968	64,620	850
1988	10,077	155,923	4,613	4	2,409	24,041	31,802	462	9,159	93,409	35,397	234	310,665	87,952	1,158
1989	11,308	191,099	1,299	13	2,568	26,877	36,941	610	7,181	59,958	41,036	146	311,811	97,244	1,621
1990	10,269	184,362	818	0	2,689	34,793	33,156	2,924	7,090	54,662	35,349	1,300	295,700	76,965	5,181
1991	8,932	161,099	868	0	2,222	23,760	33,460	1,654	5,435	50,195	19,413	1,333	258,543	65,605	4,081
1992	9,709	175,231	1,135	0	1,962	14,365	44,771	899	6,099	49,265	31,565	3,789	256,124	89,385	6,050
1993	6,660	116,368	769	79	1,777	16,801	44,490	2,762	8,537	93,124	30,293	2,129	246,388	89,789	8,866
1994	7,114	126,729	618	0	1,966	16,479	40,737	21,995	6,501	57,240	18,569	1,399	234,223	77,135	30,957

TABLE 5. World catches of the principal market species of tunas, in thousands of short tons.
TABLA 5. Capturas mundiales de las principales especies comerciales de atunes, en miles de toneladas cortas.

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Pacific Ocean—Océano Pacífico																			
SKJ	480	610	560	737	643	675	622	624	781	912	727	897	831	1028	954	1043	1262	1098	1140
YFT	374	419	397	393	411	395	450	419	426	453	524	597	661	662	721	781	733	795	806
BET	113	139	158	130	139	145	115	120	123	114	137	165	166	133	141	181	159	177	163
ALB	122	169	114	150	117	118	122	121	97	114	115	119	122	128	179	148	88	149	123
NBF	23	21	20	29	34	24	34	31	21	13	21	21	17	10	12	9	15	15	10
SBF	11	11	5	8	11	10	13	7	5	3	3	3	3	2	2	4	3	2	4
Total	1118	1366	1254	1440	1345	1361	1352	1320	1449	1604	1519	1796	1795	1961	2007	2163	2251	2229	2246
Atlantic Ocean—Océano Atlántico																			
SKJ	75	81	107	105	97	126	144	170	148	144	128	138	127	157	127	153	215	162	192
YFT	137	138	144	141	145	138	166	176	177	126	162	151	150	144	170	191	175	165	158
BET	55	34	40	45	38	40	72	80	65	76	82	66	54	62	76	72	79	80	99
ALB	67	72	89	80	82	70	65	80	74	63	82	84	69	75	68	75	59	71	78
NBF	24	26	23	21	16	17	21	26	26	29	29	24	22	29	27	27	28	31	32
SBF	2	5	7	8	11	11	8	6	5	6	4	3	4	3	3	2	4	3	4
Total	360	356	410	401	389	403	476	538	496	443	489	465	427	469	472	520	559	513	562
Indian Ocean—Océano Índico																			
SKJ	40	42	33	33	37	47	52	58	69	113	150	164	186	225	262	242	231	298	292
YFT	49	56	57	50	41	39	41	55	65	106	111	130	142	198	184	212	207	301	346
BET	42	31	37	54	35	33	36	43	49	39	47	51	54	59	47	48	46	41	49
ALB	12	14	13	15	12	11	15	23	19	16	10	31	47	45	21	31	39	20	12
NBF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	
SBF	25	31	30	19	17	21	29	32	40	33	32	24	21	21	15	12	8	9	8
Total	168	174	170	172	143	152	172	211	241	308	350	401	450	548	529	544	532	668	708
All oceans—Todos océanos																			
SKJ	594	733	701	876	777	848	818	852	998	1169	1006	1199	1144	1410	1344	1437	1708	1558	1625
YFT	560	614	598	584	598	572	656	649	668	685	797	879	953	1004	1075	1184	1116	1261	1309
BET	210	203	235	229	212	218	222	243	237	228	266	283	274	255	263	301	283	298	311
ALB	201	255	216	245	210	199	202	225	190	193	208	234	237	247	268	254	186	239	212
NBF	43	44	43	43	41	36	51	54	44	38	42	39	35	37	37	34	34	39	42
SBF	37	48	41	36	39	42	49	46	51	42	39	30	28	25	20	18	14	14	16
Total	1646	1896	1834	2012	1876	1916	2000	2069	2186	2356	2357	2662	2672	2978	3008	3227	3342	3409	3516

TABLE 6. Numbers and carrying capacities, in short tons, of vessels of the eastern Pacific tuna fleet. *Bolicheras* are small purse seiners with limited ranges. Information for 1950–1960 is given in Table 4 of the IATTC Annual Report for 1988. The data for 1994 are preliminary.

TABLA 6. Número y capacidad de acarreo, en toneladas cortas, de los barcos de la flota atunera del Pacífico oriental. Las *bolicheras* son cerqueros pequeños con radio de acción limitado. En la Tabla 4 del Informe Anual de la CIAT de 1988 se presentan los datos de 1950–1960. Los datos de 1994 son preliminares.

Year	Seiners		Baitboats		Bolicheras		Trollers		Total	
	No.	Tons	No.	Tons	No.	Tons	No.	Tons	No.	Tons
Año	Cerqueros		De carnada		Bolicheras		Curricanes		Total	
	No.	Ton.	No.	Ton.	No.	Ton.	No.	Ton.	No.	Ton.
1961	124	30,011	93	10,510	1	25	0	0	218	40,546
1962	130	33,945	89	6,725	27	675	0	0	246	41,345
1963	141	39,834	108	5,964	18	450	3	55	270	46,303
1964	134	40,307	88	4,712	3	65	0	0	225	45,084
1965	146	42,283	109	5,777	17	395	7	182	279	48,637
1966	126	39,869	113	6,217	7	140	2	29	248	46,255
1967	122	40,221	108	5,862	8	170	0	0	238	46,253
1968	139	50,613	89	5,743	4	100	2	24	234	56,480
1969	149	57,008	69	4,957	4	95	3	71	225	62,131
1970	162	67,508	49	4,302	0	0	9	177	220	71,987
1971	185	88,770	102	5,569	6	150	66	1,514	359	96,003
1972	206	112,361	108	6,707	4	100	74	1,946	392	121,114
1973	216	131,910	106	6,856	3	75	28	729	353	139,570
1974	230	146,990	111	7,766	4	110	7	150	352	155,016
1975	249	163,766	102	7,403	4	105	9	181	364	171,455
1976	250	176,469	99	7,071	4	115	38	909	391	184,564
1977	250	178,813	79	5,436	3	87	37	953	369	185,289
1978	262	180,781	68	5,044	9	272	50	1,303	389	187,400
1979	268	183,695	45	3,979	14	405	5	112	332	188,191
1980	258	184,669	46	3,838	12	355	4	106	320	188,968
1981	248	184,953	39	3,063	3	72	2	55	292	188,143
1982	221	167,780	36	2,713	2	60	4	131	263	170,684
1983	203	140,387	52	3,470	12	300	8	244	275	144,401
1984	166	114,322	40	3,055	0	0	9	232	215	117,609
1985	177	129,758	25	2,424	0	0	1	14	203	132,196
1986	166	124,118	17	1,939	0	0	0	0	183	126,057
1987	177	143,465	28	2,147	0	0	0	0	206	145,702
1988	187	148,322	36	3,081	0	0	3	70	226	151,473
1989	176	133,641	30	2,951	0	0	2	36	208	136,628
1990	172	135,552	22	1,749	0	0	2	267	196	137,568
1991	152	116,895	19	1,537	0	0	3	346	174	118,778
1992	159	110,014	19	1,518	0	0	1	177	179	111,709
1993	152	111,806	15	1,453	0	0	0	0	167	113,259
1994	160	114,682	19	1,596	0	0	0	0	179	116,278

TABLE 7. Estimates of the numbers and carrying capacities in short tons of vessels (exclusive of longliners and miscellaneous small vessels) operating in the EPO in 1993 and 1994 by flag, gear, and size class. Each vessel is included in the totals for each flag under which it fished during the year, but is included only once in the fleet total. Therefore the totals for the fleet may not equal the sums of the individual flag entries. The data for 1994 are preliminary. (PS = purse seiner; BB = baitboat; JB = jigboat)

TABLA 7. Estimaciones del número de barcos que pescaron en el OPO en 1993 y 1994 (sin incluir palangreros y barcos pequeños diversos), y capacidad de acarreo de los mismos, en toneladas cortas, por bandera, arte de pesca, y clase de arqueo. Se incluye cada barco en los totales de cada bandera bajo la cual pescó durante el año, pero solamente una vez en el total de la flota; por consiguiente, los totales de las flotas no son necesariamente iguales a las sumas de las banderas individuales. Los datos de 1994 son preliminares. (PS = cercoero; BB = barco de carnada; JB = curricán)

Flag Bandera	Gear Arte	Size class—Clase de arqueo						Capacity Capacidad
		1	2	3	4	5	6	
1993								
Belize	PS	-	-	-	-	-	2	2
Colombia	PS	-	-	2	-	-	4	6
Cyprus	PS	-	-	-	-	-	1	1
Ecuador	PS	-	6	6	9	3	9	33
	BB	1	-	-	-	-	-	*
México	PS	-	1	4	-	2	43	50
	BB	1	2	4	-	-	-	756
New Zealand	PS	-	-	-	1	-	-	1
Panamá	PS	-	-	1	2	1	1	5
Russia	PS	-	-	-	1	-	-	*
Spain	PS	-	-	-	-	-	3	3
USA	PS	-	10	5	-	2	8	25
	BB	-	6	1	-	-	-	667
Vanuatu	PS	-	-	-	-	1	11	12
Venezuela	PS	-	-	-	-	-	18	18
Others—Otras*	PS	-	-	-	-	-	-	6,518
All flags	PS	-	17	17	13	8	97	152
Todas las banderas	BB	2	8	5	-	-	-	15
	All gear	2	25	22	13	8	97	167
CAPACITY—CAPACIDAD								
All flags	PS	-	1,481	2,380	3,312	3,028	101,605	111,806
Todas las banderas	BB	80	678	695	-	-	-	1,453
	All gear	80	2,159	3,075	3,312	3,028	101,605	113,259
1994								
Belize	PS	-	-	1	-	-	1	2
Colombia	PS	-	-	2	1	-	7	10
Cyprus	PS	-	-	-	-	-	1	1
Ecuador	PS	-	6	7	10	3	11	37
	BB	1	-	-	-	-	-	*
México	PS	-	2	5	3	2	39	51
	BB	1	3	3	-	-	-	701
New Zealand	PS	-	-	-	1	-	-	*
Panamá	PS	-	-	1	2	1	1	5
Spain	PS	-	-	-	-	-	1	1
St. Vincent and the Grenadines	PS	-	-	-	-	-	2	*
USA-EE.UU.	PS	-	8	4	-	2	9	23
	BB	3	6	2	-	-	-	865
Vanuatu	PS	-	-	-	-	1	17	18
Venezuela	PS	-	-	-	-	-	20	22,616
Others—Otras*	PS	-	-	-	-	-	-	5,398
All flags	PS	-	16	20	16	9	99	160
Todas las banderas	BB	5	9	5	-	-	-	19
	All gear	5	25	25	16	9	99	179
CAPACITY—CAPACIDAD								
All flags	PS	-	1,404	2,860	4,109	3,358	102,951	114,682
Todas las banderas	BB	175	766	655	-	-	-	1,596
	All gear	175	2,170	3,515	4,109	3,358	102,951	116,278

* Asterisks indicate data pooled to avoid revealing the operations of individual vessels or companies.

* Los asteriscos indican datos combinados para evitar revelar las actividades de barcos o empresas individuales.

TABLE 8. Catches per ton of carrying capacity by vessel size group for the EPO purse-seine fleet, by species, in the EPO and in all ocean fishing areas. The size groups, by capacity in short tons, are as follows: 1, <301; 2, 301–400; 3, 401–600; 4, 601–800; 5, 801–1000; 6, 1001–1200; 7, 1201–1400; 8, >1400. The abbreviations for the species are as follows: YFT, yellowfin; SKJ, skipjack; All, all species reported. The 1994 data are preliminary.

TABLA 8. Captura por tonelada de capacidad de acarreo y por clase de arqueo de la flota cercoera del OPO, por especie, en el OPO y en todas las zonas pesqueras oceánicas (All). Las clases de arqueo, por capacidad en toneladas cortas, son las siguientes: 1, <301; 2, 301–400; 3, 401–600; 4, 601–800; 5, 801–1000; 6, 1001–1200; 7, 1201–1400; 8, >1400. Las abreviaturas de las especies son: YFT: aleta amarilla; SKJ: barrilete. La abreviatura "All" en la columna de "Especie" indica todas las especies informadas. Los datos de 1994 son preliminares.

Year	Species	Size group and catch area																	
		1		2		3		4		5		6		7		8		Total	
		EPO	All	EPO	All	EPO	All	EPO	All	EPO	All	EPO	All	EPO	All	EPO	All		
Clase de arqueo y zona de captura																			
Año	Especie	1	2	3	4	5	6	7	8	Total	OPO	All	OPO	All	OPO	All	OPO	All	
1984	YFT	1.8	1.8	1.9	1.9	1.2	1.2	1.7	1.7	1.5	1.6	1.4	1.6	1.0	1.1	0.2	0.6	1.4	1.5
	SKJ	1.9	1.9	1.6	1.6	0.7	0.7	0.6	0.6	0.5	0.6	0.4	0.8	0.3	0.6	0.3	0.6	0.6	0.8
	All	5.0	5.0	3.9	3.9	2.0	2.0	2.3	2.3	2.2	2.3	2.0	2.5	1.3	1.7	0.6	1.2	2.1	2.4
1985	YFT	1.4	1.4	1.1	1.1	1.2	1.2	1.6	1.6	1.4	1.6	2.1	2.1	2.1	2.1	1.3	1.6	1.9	1.9
	SKJ	2.1	2.2	1.5	1.5	0.3	0.3	0.4	0.4	0.1	0.1	0.3	0.4	0.1	0.1	1.0	1.1	0.4	0.5
	All	4.7	4.7	3.0	3.0	1.9	1.9	2.1	2.1	1.5	1.8	2.4	2.6	2.2	2.3	2.4	2.7	2.4	2.5
1986	YFT	2.0	2.0	1.8	1.8	1.5	1.5	2.0	2.0	2.0	2.0	2.5	2.6	2.6	2.7	2.1	2.1	2.4	2.4
	SKJ	2.4	2.4	2.0	2.0	0.6	0.6	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.5	0.1	0.2	0.9	0.9	0.6	0.6
	All	5.3	5.3	4.3	4.3	2.4	2.4	2.5	2.5	2.5	2.5	3.0	3.1	2.8	3.0	3.0	3.0	3.0	3.1
1987	YFT	2.0	2.0	2.1	2.1	1.2	1.4	1.8	1.8	1.4	1.5	2.2	2.3	2.4	2.4	1.1	1.4	2.1	2.1
	SKJ	2.0	2.0	3.2	3.2	1.2	1.5	0.6	0.6	0.5	0.6	0.3	0.3	0.2	0.2	0.3	0.6	0.4	0.5
	All	5.0	5.0	5.4	5.4	2.4	2.9	2.4	2.4	2.0	2.1	2.5	2.6	2.6	2.7	1.4	2.0	2.6	2.7
1988	YFT	2.8	2.8	3.3	3.3	1.9	1.9	2.2	2.2	1.5	1.5	2.1	2.2	2.1	2.1	1.1	1.2	2.1	2.1
	SKJ	1.7	1.7	1.4	1.4	0.8	0.8	0.6	0.6	0.5	0.5	0.5	0.5	0.6	0.6	0.2	0.5	0.6	0.6
	All	5.7	5.7	5.4	5.4	2.8	2.8	3.0	3.0	2.0	2.1	2.7	2.7	2.7	2.7	1.3	1.7	2.8	2.8
1989	YFT	2.0	2.0	2.4	2.4	1.9	1.9	2.0	2.0	1.5	1.5	2.5	2.6	2.6	2.6	1.6	1.9	2.3	2.4
	SKJ	2.1	2.1	2.3	2.3	1.3	1.3	0.7	0.7	0.8	0.8	0.6	0.6	0.5	0.5	0.5	0.8	0.7	0.7
	All	4.9	4.9	5.9	5.9	3.4	3.4	3.1	3.1	2.5	2.5	3.1	3.2	3.1	3.1	2.1	2.7	3.2	3.2
1990	YFT	2.0	2.0	2.3	2.3	1.2	1.2	1.6	1.6	1.1	1.1	2.6	2.6	2.3	2.4	1.8	2.0	2.2	2.2
	SKJ	2.4	2.4	2.2	2.2	1.2	1.2	0.6	0.6	0.4	0.4	0.5	0.6	0.2	0.5	0.4	0.4	0.6	0.7
	All	5.6	5.6	5.5	5.5	2.9	2.9	2.6	2.6	1.7	1.7	3.1	3.2	2.5	2.8	2.2	2.4	2.9	3.1
1991	YFT	2.0	2.0	3.3	3.3	1.2	1.4	1.9	1.9	1.5	1.5	2.4	2.5	2.7	2.7	1.4	1.5	2.2	2.3
	SKJ	1.8	1.8	1.4	1.4	0.8	1.0	0.8	0.8	0.5	0.5	0.4	0.5	0.3	0.3	0.5	0.6	0.6	0.6
	All	4.1	4.1	5.0	5.0	2.2	2.5	2.8	2.8	2.0	2.0	2.9	3.0	3.0	3.0	1.8	2.1	2.8	2.9
1992	YFT	1.5	1.5	2.1	2.1	0.9	0.9	1.8	1.8	1.5	1.5	2.6	2.7	3.4	3.4	1.1	1.1	2.3	2.4
	SKJ	2.1	2.1	2.1	2.1	1.2	1.2	1.1	1.1	0.7	0.7	0.6	0.6	0.5	0.5	0.9	0.9	0.8	0.8
	All	4.0	4.0	4.4	4.4	2.4	2.4	3.0	3.0	2.3	2.3	3.2	3.3	3.9	3.9	2.1	2.1	3.2	3.3
1993	YFT	2.6	2.6	2.5	2.5	1.0	1.1	2.0	2.0	2.1	2.1	2.1	2.2	3.0	3.0	1.3	1.4	2.2	2.3
	SKJ	2.0	2.0	1.7	1.7	1.5	1.6	1.1	1.1	0.8	0.8	0.5	0.6	0.7	0.7	0.9	1.0	0.8	0.9
	All	4.8	4.8	4.3	4.3	2.6	2.8	3.3	3.3	3.0	3.0	2.7	2.8	3.8	3.8	2.4	2.6	3.1	3.2
1994	YFT	2.6	2.6	2.2	2.2	1.7	1.7	1.4	1.4	1.2	1.2	2.2	2.3	2.7	2.7	1.4	1.7	2.0	2.1
	SKJ	1.1	1.1	1.4	1.4	0.6	0.6	0.8	0.8	1.0	1.0	0.5	0.6	0.7	0.7	0.6	0.8	0.7	0.7
	All	4.4	4.4	4.2	4.2	2.6	2.6	2.5	2.6	3.0	3.0	2.9	3.2	3.7	3.7	2.4	3.0	3.1	3.2

TABLE 9. Search classifications. YF: yellowfin; SJ: skipjack.
TABLA 9. Clasificaciones de búsqueda. YF: aleta amarilla; SJ: barrilete.

Search classification	Set type at the end of the search	Previous set type	Mixed YF + SJ or pure YF at the end of the search
Clasificación de búsqueda	Tipo de lance al fin de la búsqueda	Tipo de lance anterior	YF + SJ mixto o YF puro al fin de la búsqueda
1	schoolfish brisa	schoolfish brisa	YF
2	dolphin delfín	dolphin delfín	YF
3	floating object objeto flotante	floating object objeto flotante	YF
4	schoolfish brisa	schoolfish brisa	YF + SJ
5	dolphin delfín	dolphin delfín	YF + SJ
6	floating object objeto flotante	floating object objeto flotante	YF + SJ
7	different from previous set type diferente al tipo de lance anterior	different from set type at end of search diferente al tipo de lance al fin de la búsqueda	YF or YF + SJ YF o YF + SJ

TABLE 10. Predicted effects of cessation of particular modes of fishing on catches made by vessels of 12 categories (A-L) during two periods (1980–1983 and 1984–1986), expressed as proportions of the catches expected when all three modes of fishing are used. The categories denoted with asterisks represent cases for which the total predicted catch with all three modes of fishing was less than 5,000 tons for both periods. The vessel categories are not identified to preserve the confidentiality of information provided by the vessel owners and captains.

TABLA 10. Efectos predichos del cese de modalidades particulares de pesca sobre las capturas realizadas por barcos de 12 categorías (A-L) durante dos períodos (1980–1983 y 1984–1986), expresados como proporciones de las capturas esperadas cuando se usan todas las tres modalidades de pesca. Las categorías marcadas con asterisco representan casos para los cuales la captura total predicha con las tres modalidades de pesca fue menos de 5.000 toneladas para ambos períodos. No se identifican las categorías de los barcos para conservar la confidencialidad de información proporcionada por los armadores y capitanes de los barcos.

Category Categoría	No dolphin fishing		No log fishing		No dolphin or log fishing	
	Sin pesca sobre delfines		Sin pesca sobre objetos flotantes		Sin pesca sobre delfines ni objetos flotantes	
	1980–1983	1984–1986	1980–1983	1984–1986	1980–1983	1984–1986
YELLOWFIN—ALETA AMARILLA						
A*	0.9397	0.8047	1.1623	0.6002	1.0933	0.5607
B	0.9791	1.0228	1.1703	1.0335	1.2110	1.1255
C	0.8654	0.8142	1.2051	1.0305	1.2018	0.8815
D	0.8935	0.8071	1.4581	0.9730	0.8426	0.7393
E	0.8486	0.9047	0.9726	1.1887	0.6676	0.7617
F*	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
G*	0.8854	0.0000	2.8542	0.0000	3.6875	0.0000
H*	0.5517	0.0000	0.4064	0.0000	0.3473	0.0000
I	0.7268	0.5891	1.0736	0.9673	0.8423	0.9103
J	0.9257	0.9239	1.2091	1.0601	1.1239	0.9951
K	0.8147	0.7577	1.0494	1.0560	0.8287	0.8482
L	0.8417	0.7684	0.9777	1.0180	0.6722	0.7559
Combined	0.8563	0.7982	1.0610	1.0250	0.8451	0.8340
YELLOWFIN + SKIPJACK—ALETA AMARILLA + BARRILETE						
A*	0.9585	0.8445	0.9666	0.5513	0.9197	0.5383
B	0.9969	1.0435	1.1017	1.0262	1.1443	1.1297
C	0.9766	0.9265	1.0241	1.0265	1.0601	0.9704
D	0.9766	0.9258	1.0201	0.9423	0.9059	0.8688
E	0.9802	0.9860	0.8959	0.9996	1.0076	0.9541
F*	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
G*	0.9688	0.0000	1.1042	0.0000	1.4514	0.0000
H*	0.7032	0.0000	0.5583	0.0000	0.5671	0.0000
I	0.9446	0.7136	0.8882	0.9531	0.8646	1.0058
J	0.9463	0.9363	1.0191	1.0070	0.9805	0.9560
K	1.0485	0.7904	0.8626	1.0268	0.8266	0.8281
L	1.1180	0.9873	0.6870	0.9330	0.6613	0.8585
Combined	1.0593	0.9496	0.8212	0.9717	0.8056	0.9150

TABLE 11. Weights, in pounds, of bluefin tuna used for cohort analyses. The estimates were obtained from the growth-in-length and weight-length equations in Table 13 of the IATTC Annual Report for 1993.

TABLA 11. Pesos, en libras, de atún aleta azul usados para los análisis de cohortes. Se obtuvieron las estimaciones con las ecuaciones de crecimiento en peso y talla-peso en la Tabla 13 del Informe Anual de la CIAT de 1993.

Quarter Trimestre	Age 0 Edad 0	Age 1 Edad 1	Age 2 Edad 2	Age 3 Edad 3	Age 4 Edad 4	Age 5 Edad 5
1	0.000	7.946	21.269	48.481	91.532	153.564
2	0.000	9.374	26.684	57.501	104.946	172.126
3	0.761	12.554	33.061	67.768	119.899	176.979
4	4.335	16.569	40.340	79.142	136.156	181.937
Quarter Trimestre	Age 6 Edad 6	Age 7 Edad 7	Age 8 Edad 8	Age 9 Edad 9	Age 10 Edad 10	Age 11 Edad 11
1	186.928	207.830	230.176	254.008	279.368	306.299
2	191.950	213.204	235.912	260.117	285.861	313.186
3	197.173	218.789	241.870	266.459	292.598	320.327
4	202.486	224.467	247.924	272.900	299.435	327.573
Quarter Trimestre	Age 12 Edad 12	Age 13 Edad 13	Age 14 Edad 14	Age 15 Edad 15	Age 16 Edad 16	
1	334.842	365.039	396.930	430.557	465.959	
2	342.133	372.743	405.059	439.120	474.966	
3	349.690	380.726	413.478	447.985	484.288	
4	357.353	388.818	422.008	456.964	493.727	

TABLE 12. Estimates of the natural mortality of bluefin used for the cohort analyses.

TABLA 12. Estimaciones de la mortalidad natural del aleta azul usadas para los análisis de cohortes.

Vector	Age 0 Edad 0	Age 1 Edad 1	Age 2 Edad 2	Age >2 Edad >2
1	0.20	0.20	0.20	0.20
2	0.35	0.30	0.25	0.20
3	0.50	0.40	0.30	0.20
4	0.30	0.30	0.30	0.30
5	0.45	0.40	0.35	0.30
6	0.60	0.50	0.40	0.30

TABLE 13. Sampling coverage of the IATTC and national programs during 1994 of trips by vessels of capacity >400 short tons.
TABLA 13. Cobertura de muestreo de los programas de la CIAT y nacionales en 1994 de viajes de barcos de capacidad >400 toneladas cortas.

National fleet	Number of trips	Trips sampled by program			Percent sampled
		IATTC	National	Total	
Flota nacional	Número de viajes	Viajes muestrados por programa			Porcentaje muestrado
		CIAT	Nacional	Total	
Belize—Belice	2	2	-	2	100.0
Colombia	27	27	-	27	100.0
Ecuador ¹	69	68	-	68	98.6
México	238	118	120	238	100.0
Panamá	1	1	-	1	100.0
St. Vincent and the Grenadines—San Vicente y Granadinas	5	5	-	5	100.0
United States—Estados Unidos	37	18	19	37	100.0
Vanuatu	65	65	-	65	100.0
Venezuela	68	68	-	68	100.0
Total	512	372 ²	139 ³	511 ⁴	99.8

¹ Includes one Belize-flag, one Cyprus-flag, and one Spanish-flag vessel under its jurisdiction

¹ Incluye un barco de bandera de Belice, un barco de bandera de Chipre, y un barco de bandera española bajo su jurisdicción

² Includes 31 trips which departed in late 1993 and ended in 1994, and 341 trips which departed in 1994

² Incluye 31 viajes iniciados a fines de 1993 y terminados en 1994, y 341 viajes iniciados durante 1994

³ Includes 14 trips which departed in late 1993 and ended in 1994, and 125 trips which departed in 1994

³ Incluye 14 viajes iniciados a fines de 1993 y terminados en 1994, y 341 viajes iniciados durante 1994

⁴ Includes 45 trips which departed in late 1993 and ended in 1994, and 466 trips which departed in 1994

⁴ Incluye 45 viajes iniciados a fines de 1993 y terminados en 1994, y 466 viajes iniciados durante 1994

TABLE 14. Training sessions held for observers during 1994.
TABLA 14. Cursos de capacitación de observadores celebrados durante 1994.

Date	Location	Number of attendees
Fecha	Sede	Número de asistentes
March 1-18	Ensenada, México	13
March 1-15	Panamá, R.P.	4
April 12-29	Cartagena, Colombia	11
May 3-20	Guayaquil, Ecuador	14
August 23-September 8	Cumaná, Venezuela	9
Total (5 workshops—talleres)		51

TABLE 15. Dolphin mortality workshops sponsored by the IATTC during 1994.
TABLA 15. Talleres sobre la mortalidad de delfines auspiciados por la CIAT en 1994.

Date	Location	Attendees		
		Fishing captains	Others	Total
Fecha	Sede	Asistentes		
		Técnicos de pesca	Otros	Total
February 18	La Jolla, U.S.A.	1	0	1
May 26	La Jolla, U.S.A.	1	0	1
July 26	Ensenada, México	8	22	30
August	La Jolla, U.S.A.	2	0	2
December 14	La Jolla, U.S.A.	2	0	2
Total (5 workshops—talleres)		14	22	36

TABLE 16. Estimates of incidental mortality of dolphins in 1994, estimated standard errors, and approximate 95-percent confidence intervals.

TABLA 16. Estimaciones de la mortalidad incidental de delfines en 1994, errores estándar, y límites de confianza de 95%.

Stock	Estimate	Standard error	95-percent confidence interval
Stock	Estimación	Error estándar	Límites de confianza de 95%
Offshore spotted—Manchado de altamar			
Northeastern—Nororiental	934	69	803-1,068
Western and southern—Occidental y sureño	1,226	55	1,120-1,342
Spinner—Tornillo			
Eastern—Oriental ¹	743	84	606-941
Whitebelly—Panza blanca ¹	619	41	553-717
Common—Común			
Northern—Norteño	101	35	61-186
Central	151	8	143-171
Southern—Sureño ²	-	-	-
Other dolphins—Otros delfines ³	321	20	288-369
Total	4,095	-	-

¹ Unidentified spinner dolphins are prorated to their eastern or whitebelly stocks. The estimates of eastern and whitebelly spinner mortality include estimated unidentified spinner mortalities of 9 and 6 animals, respectively.

¹ Los delfines tornillo no identificados son prorratoeados al stock oriental o panza blanca. Las estimaciones de la mortalidad correspondientes a los delfines tornillo oriental y panza blanca incluyen 9 y 6 delfines tornillo no identificados, respectivamente.

² No mortality was observed for this stock.

² Ninguna mortalidad fue observada para este stock.

³ "Other dolphins" includes the following species and stocks, whose observed mortalities are as follows: striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), 11; bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), 13; Central American spinner dolphins (*Stenella longirostris centroamericana*), 11; Pacific whitesided dolphins (*Lagenorhynchus obliquidens*), 16; and unidentified dolphins, 237. There were not enough data to make separate estimates for these species.

³ "Otros delfines" incluye las siguientes especies y stocks, con las mortalidades observadas correspondientes: delfines listados (*Stenella coeruleoalba*), 11; turtones (*Tursiops truncatus*), 13; delfines tornillos centroamericanos (*Stenella longirostris centroamericana*), 11; delfines de costados blancos del Pacífico (*Lagenorhynchus obliquidens*), 16; y delfines no identificados 237. Hay insuficientes datos para hacer estimaciones separadas para estas especies y stocks.

TABLE 17. Estimated average numbers of yellowfin in the eastern Pacific Ocean, in thousands, for the X and Y cohorts during the 1967 through 1994 seasons.
 TABLA 17. Estimaciones del número promedio de aletas amarillas en el Océano Pacífico oriental, en miles de peces, para las cohortes X e Y entre 1967 y 1994.

Year Año	Quarter Trimestre	Cohort X						Cohort Y					
		0	I	II	III	IV	V	VI	0	I	II	III	IV
1967	1	0	15021	10011	2117	574	263	95	0	19112	4460	1245	390
	2	0	12298	7130	1638	412	204	78	38669	13697	3082	896	287
	3	0	9388	5134	1261	301	160	63	31659	8918	2454	651	219
	4	33204	7538	4098	942	224	128	52	25918	7101	1933	470	170
1968	1	0	27185	5958	3137	692	171	104	0	21187	5561	1477	343
	2	0	22250	4099	1795	490	132	85	25291	15817	3871	1068	252
	3	0	18171	3014	1311	358	105	69	20707	10124	2783	766	192
	4	26154	14662	2406	974	268	84	57	16933	7989	2174	557	149
1969	1	0	21413	11514	1912	685	204	68	0	13635	5735	1449	403
	2	0	17426	8600	1466	451	158	55	27177	8999	3494	752	294
	3	0	13894	6876	1117	326	125	45	22251	6240	2672	493	225
	4	26932	10520	5526	781	241	100	37	18215	4633	2016	320	175
1970	1	0	22050	7218	4205	508	184	81	0	14632	2972	1399	219
	2	0	18045	4506	2880	261	143	65	27021	10483	1716	835	150
	3	0	14631	3453	2130	176	113	53	22123	7138	1322	534	114
	4	34647	11316	2654	1524	125	90	44	18096	5294	986	340	89
1971	1	0	28863	8191	1986	1083	95	72	0	14514	3805	651	195
	2	0	23047	5620	1501	766	72	59	27627	10062	2309	406	136
	3	0	18496	4384	1104	562	57	48	22619	7496	1725	270	103
	4	19755	14202	3459	725	415	45	39	18516	5909	1260	149	80
1972	1	0	16174	10643	2175	453	312	37	0	14653	4120	673	79
	2	0	13224	6572	1027	283	241	30	37055	10841	2891	309	46
	3	0	10736	4896	699	166	189	24	30337	7852	2198	152	31
	4	16531	8640	3500	431	108	151	20	24836	6195	1608	67	24
1973	1	0	13534	6888	2427	204	80	122	0	19557	4258	1078	39
	2	0	10790	5151	1296	91	62	100	69765	9436	2594	591	24
	3	0	8686	4101	910	46	49	81	57119	5329	1927	268	16
	4	46998	6914	3207	445	23	39	67	46432	3728	1452	90	12
1974	1	0	38478	5281	1981	227	12	32	0	34412	2603	970	29
	2	0	31259	4003	1104	138	9	26	29213	18767	1774	629	17
	3	0	25025	3220	748	53	7	21	23915	10446	1356	307	13
	4	36825	19521	2499	436	21	6	17	18677	7499	999	145	9
1975	1	0	30138	12934	1691	261	10	5	0	14681	5323	690	78
	2	0	23988	8682	965	125	7	4	37326	10818	3726	392	28
	3	0	18029	6202	577	44	5	3	30471	8138	2565	204	11
	4	17402	13433	4606	324	15	4	2	24336	6518	1707	93	6
1976	1	0	14242	9959	3000	190	8	3	0	16346	5012	1184	40
	2	0	11530	5956	1998	76	4	2	28877	9494	3782	694	18
	3	0	8905	4218	1251	21	3	2	23609	5768	2372	287	13
	4	18815	6422	3222	690	8	2	2	18837	3926	1449	113	9

TABLE 17. (continued)
TABLA 17. (continuación)

Year Año	Quarter Trimestre	Cohort X						Cohort Y					
		0	I	II	III	IV	V	VI	0	I	II	III	IV
1977	1	0	15324	4860	2334	261	3	2	0	14116	2777	1044	62
	2	0	12135	3191	1524	154	2	2	70175	8166	1954	707	43
	3	0	9341	2216	679	59	2	1	57110	4739	1154	259	28
	4	34713	6750	1559	309	16	1	1	43924	3316	817	80	5
1978	1	0	28274	4933	1175	179	10	1	0	29325	2421	590	36
	2	0	19845	3361	747	117	7	1	43050	13878	1654	404	21
	3	0	12415	2504	507	57	6	1	34543	8180	1233	247	12
	4	40232	9089	1792	286	17	4	1	26102	5926	888	94	9
1979	1	0	32909	6100	1292	152	9	4	0	17000	4165	551	50
	2	0	24768	4051	772	88	6	3	40830	9946	2347	361	32
	3	0	16872	3112	497	36	5	2	32485	6205	1623	194	20
	4	30586	9700	2335	317	23	4	2	21046	4285	1103	128	15
1980	1	0	24535	6477	1689	163	9	3	0	14018	3208	636	62
	2	0	17174	3393	1236	76	3	3	43371	7724	2400	410	24
	3	0	10223	2432	859	33	2	2	35048	4939	1663	212	14
	4	22627	6867	1805	572	16	2	2	27103	3630	1162	122	9
1981	1	0	18246	4803	1279	321	11	1	0	19620	2779	852	68
	2	0	13112	3185	893	149	5	1	31834	11507	1967	563	27
	3	0	8043	2158	599	75	4	1	25765	6008	1432	258	18
	4	24469	4405	1456	357	51	3	1	19700	3599	919	164	13
1982	1	0	19614	2769	1046	210	17	3	0	13356	2317	633	59
	2	0	12928	1909	717	126	11	2	39491	8488	1106	428	35
	3	0	7925	1462	476	69	8	2	31196	5384	807	225	23
	4	31687	5569	1149	277	39	6	1	21408	4173	542	126	15
1983	1	0	25760	4231	904	99	18	4	0	15216	3382	344	45
	2	0	19620	3105	681	43	12	3	42121	10460	2627	205	26
	3	0	13533	2973	458	24	9	3	34333	7765	1860	124	19
	4	40560	10063	1825	306	17	7	2	27330	6199	1047	75	15
1984	1	0	32902	8120	1407	154	11	6	0	21548	4888	641	43
	2	0	25823	6189	1038	79	8	5	39368	16619	3394	385	27
	3	0	18249	4877	697	35	6	4	31988	12823	2395	178	17
	4	42389	12643	3674	386	19	5	3	26052	9648	1549	81	13
1985	1	0	34704	9714	2695	166	12	4	0	21220	7183	950	37
	2	0	27771	7554	1768	76	9	3	34575	16537	4920	470	20
	3	0	22323	5477	1059	31	7	3	28069	12991	3236	188	12
	4	41215	17270	4161	573	15	6	2	22819	10185	2078	69	9
1986	1	0	33555	10682	3056	292	11	5	0	17367	7755	1288	34
	2	0	27149	7628	1888	92	8	4	40599	13353	5143	607	14
	3	0	21535	6103	1072	19	6	3	33036	9691	3376	177	8
	4	52370	16680	4838	567	6	5	2	25107	6368	2246	62	6

TABLE 17. (continued)
TABLA 17. (continuación)

Year Año	Quarter Trimestre	Cohort X						Cohort Y					
		0	I	II	III	IV	V	VI	0	I	II	III	IV
1987	1	0	42610	12734	3659	309	3	4	0	18892	4684	1467	21
	2	0	33977	8783	2224	178	1	3	77504	13652	3019	856	9
	3	0	25634	6458	1273	74	1	3	63233	10490	2054	331	5
	4	50975	17181	4198	680	33	0	2	50905	8232	1407	151	4
1988	1	0	41630	12569	3025	380	15	0	0	38490	6311	986	50
	2	0	32667	8590	2064	150	9	0	46775	22719	4670	564	11
	3	0	23835	6336	1384	61	7	0	38175	16038	3490	281	5
	4	46086	17097	4414	840	30	6	0	30330	11254	2247	132	3
1989	1	0	37705	12276	3231	450	17	4	0	23727	7824	1476	55
	2	0	29398	8567	2107	210	11	4	39179	17436	5616	859	15
	3	0	22152	5866	1381	87	8	3	32012	13247	3896	398	9
	4	41966	15637	4016	764	34	7	2	25503	9772	2614	171	5
1990	1	0	34238	11436	2751	332	15	5	0	19872	7275	1640	44
	2	0	27204	7484	1788	156	9	4	47047	13650	4600	943	17
	3	0	21207	4797	1182	64	7	4	38490	8731	2883	409	11
	4	37285	16506	3342	666	34	5	3	30204	6260	1869	189	7
1991	1	0	30492	12885	2407	329	21	4	0	22246	4691	1161	87
	2	0	23650	9120	1598	148	14	3	54870	15184	3092	641	43
	3	0	18525	6430	987	46	7	3	44843	11116	2023	259	16
	4	32883	13885	4569	551	25	6	2	35090	7917	1411	95	11
1992	1	0	26516	10781	3157	296	17	5	0	27243	5797	838	32
	2	0	20471	7826	1950	149	12	4	34558	19644	3922	433	19
	3	0	15778	5694	1137	78	9	3	28098	13082	2757	205	13
	4	33371	12038	4071	597	41	7	3	22582	9631	1954	62	10
1993	1	0	27321	9071	2960	278	29	6	0	18157	7259	1272	16
	2	0	21469	6584	1746	127	22	5	37166	12947	5275	714	5
	3	0	15932	5028	1106	60	17	4	30300	8700	3712	412	2
	4	34966	10324	4045	685	22	14	3	24022	6418	2697	208	1
1994	1	0	28529	7110	3055	313	12	11	0	18240	4619	1161	47
	2	0	23198	5096	2131	134	9	9	38204	12973	2307	630	12
	3	0	17702	3834	1372	57	7	7	30921	9913	1313	251	5
	4	39292	13388	2872	863	22	5	6	24528	7591	744	84	3

TABLE 18. Estimated recruitment, in thousands of fish, of the X and Y cohorts, and of the X and Y cohorts combined. The initial estimates correspond to the numbers of fish at the beginning of the first month in the first year that they reach a length of 30 cm (November for the X group and May for the Y group). The average estimates correspond to the average numbers alive during that first month; these numbers are the same as those in Table 17.

TABLA 18. Recrutamiento estimado, en miles de peces, de las cohortes X e Y, y de las cohortes X e Y combinadas. Las estimaciones iniciales corresponden al número de peces al principio del primer mes del primer año en el cual alcanzaron una talla de 30 cm (noviembre para el grupo X y mayo para el grupo Y). Las estimaciones medias corresponden al número medio vivo durante ese primer mes; estas cantidades son iguales a aquellas en la Tabla 17.

Year—Año	Initial—Inicial			Average—Promedio		
	X	Y	X + Y	X	Y	X + Y
1967	34,323	39,972	74,295	33,204	38,669	71,873
1968	27,035	26,143	53,178	26,154	25,291	51,445
1969	27,839	28,093	55,932	26,932	27,177	54,109
1970	35,815	27,932	63,747	34,647	27,021	61,668
1971	20,421	28,558	48,979	19,755	27,827	47,382
1972	17,088	38,304	55,392	16,531	37,055	53,586
1973	48,582	72,116	120,698	46,998	69,765	116,763
1974	38,070	30,198	68,268	36,825	29,213	66,038
1975	17,988	38,584	56,572	17,402	37,326	54,728
1976	19,469	29,850	49,319	18,815	28,877	47,692
1977	35,883	72,541	108,424	34,713	70,175	104,888
1978	41,591	44,579	86,170	40,232	43,050	83,282
1979	31,618	42,230	73,848	30,586	40,830	71,416
1980	23,390	44,838	68,228	22,627	43,371	65,998
1981	25,301	32,912	58,213	24,469	31,834	56,303
1982	32,766	40,827	73,593	31,687	39,491	71,178
1983	41,928	43,550	85,478	40,560	42,121	82,681
1984	43,818	40,715	84,533	42,389	39,368	81,757
1985	42,604	35,740	78,344	41,215	34,575	75,790
1986	54,161	41,968	96,129	52,370	40,599	92,969
1987	52,694	80,117	132,811	50,975	77,504	128,479
1988	47,644	48,364	96,008	46,086	46,775	92,861
1989	43,380	40,499	83,879	41,966	39,179	81,145
1990	38,552	48,633	87,185	37,285	47,047	84,332
1991	33,991	56,720	90,711	32,883	54,870	87,753
1992	34,496	35,723	70,219	33,371	34,558	67,929
1993	36,146	38,419	74,565	34,966	37,166	72,132
1994	40,620	39,492	80,112	39,292	38,204	77,496
Average— Promedio	35,258	42,415	77,673	34,105	41,026	75,131

TABLE 19. Average weights of yellowfin during each quarter, beginning with the quarter they are recruited into the fishery.
TABLA 19. Peso promedio de atunes aleta amarilla en cada trimestre, a partir del trimestre en el cual fueron reclutados a la pesquería.

Average weight			Average weight			Average weight		
Quarter	lbs.	kg.	Quarter	lbs.	kg.	Quarter	lbs.	kg.
Peso promedio			Peso promedio			Peso promedio		
Trimestre	lbs.	kg.	Trimestre	lbs.	kg.	Trimestre	lbs.	kg.
1	0.84	0.38	10	61.24	27.78	19	224.11	101.66
2	1.80	0.82	11	77.19	35.01	20	240.35	109.02
3	3.52	1.60	12	94.54	42.88	21	255.52	115.90
4	6.33	2.87	13	112.89	51.21	22	269.60	122.29
5	10.58	4.80	14	131.86	59.81	23	282.55	128.16
6	16.60	7.53	15	151.07	68.52	24	294.40	133.54
7	24.62	11.17	16	170.17	77.19	25	305.18	138.43
8	34.76	15.77	17	188.86	85.67	26	314.95	142.86
9	47.01	21.32	18	206.90	93.85	27	323.75	146.85

TABLE 20. Quotas, catches, and CPDFs (Class-6 purse seiners) for yellowfin in the eastern Pacific Ocean. The quotas and catches are in thousands of short tons, and the CPDFs are in short tons per day.

TABLA 20. Cuotas, capturas, y CPDP (cerqueros de la clase 6) de aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental. Se expresan las cuotas y capturas en miles de toneladas cortas, y las CPDP en toneladas cortas por día.

Year Año	CYRA		EPO	
	Quota ARCAA	Surface catch	Total catch OPO	CPDF
	Cuota	Captura de superficie	Captura total	CPDP
1967	84.5	90.1	99.9	6.8
1968	93.0	114.5	129.8	16.3
1969	120.0	126.9	161.6	17.1
1970	120.0	142.4	186.6	14.0
1971	140.0 + (2 x 10) ¹	113.9	143.5	10.2
1972	120.0 + (2 x 10)	152.9	212.3	14.5
1973	130.0 + (3 x 10)	178.0	239.8	12.6
1974	175.0 + (2 x 10)	191.6	242.3	10.1
1975	175.0 + (2 x 10)	176.0	236.7	9.1
1976	175.0 + (2 x 10)	210.5	277.2	10.1
1977	175.0 + (20 + 15)	202.4	231.6	8.0
1978	175.0 + (20 + 15)	184.0	209.4	6.8
1979	175.0 + (20 + 15)	195.0	219.7	6.0
1980	165.0 + (total of 45)	146.5	187.1	5.4
1981	165.0 + (3 x 15)	174.7	208.6	6.1
1982	160.0 + (2 x 15)	118.7	147.4	5.2
1983	170.0 + (2 x 15)	91.4	113.6	5.6
1984	162.0 + (2 x 15)	142.3	170.0	9.8
1985	174.0 + (20 + 10)	216.2	250.3	13.1
1986	175.0 + (2 x 15)	253.0	314.9	17.3
1987	none—ninguna	273.5	314.4	14.0
1988	190.0 + (2 x 30)	294.6	336.5 ²	13.4
1989	220.0 + (2 x 30)	267.1	340.2 ²	13.6
1990	200.0 + (5 x 20)	249.6	330.6 ²	13.9
1991	210.0 + (4 x 20)	241.9	285.2 ²	14.9
1992	210.0 + (4 x 20)	243.5	279.6 ²	15.7
1993	250.0 + (4 x 25)	235.0	273.4 ²	14.4
1994	250.0 + (4 x 25)	214.9 ²	254.5 ²	13.6 ²

¹ indicates two increments of 10 thousand tons each to be added at the discretion of the Director

¹ señala dos incrementos, de 10 mil toneladas cada uno, que se pueden añadir a discreción del Director

² preliminary estimates

² estimaciones preliminares

TABLE 21. Annual catches of bigeye, in short tons, by all gear in the Pacific Ocean and in all oceans combined, and by surface and subsurface gear in the eastern Pacific Ocean. ROC and ROK stand for Republic of China and Republic of Korea, respectively. The 1994 data are preliminary.

TABLA 21. Capturas anuales de patudo, en toneladas cortas, logradas por todas las artes en el Océano Pacífico y en todos los océanos combinados, y por artes de superficie y subsuperficiales en el Océano Pacífico oriental. ROC y ROK significan República de China y República de Corea, respectivamente. Los datos de 1994 son preliminares.

Year	Eastern Pacific Ocean				Total Pacific Ocean	World		
	Surface	Subsurface						
		Japan	ROC	ROK				
Año	Océano Pacífico oriental				Total Océano Pacífico	Mundial		
	Superficie	Subsuperficial						
		Japón	ROC	ROK	Total			
1954	303	1,739	*	*	1,739	2,042		
1955	129	1,956	*	*	1,956	2,085		
1956	44	2,601	*	*	2,601	2,645		
1957	75	10,476	*	*	10,476	10,551		
1958	256	11,442	*	*	11,442	11,698		
1959	165	12,438	*	*	12,438	12,603		
1960	202	19,145	*	*	19,145	19,347		
1961	235	56,637	*	*	56,637	56,872		
1962	362	48,664	*	*	48,664	49,026		
1963	83	71,961	*	*	71,961	72,044		
1964	75	49,979	*	*	49,979	50,054		
1965	130	31,500	*	*	31,500	31,630		
1966	294	37,552	*	*	37,552	37,846		
1967	1,834	37,716	*	*	37,716	39,550		
1968	2,821	37,282	*	*	37,282	40,103		
1969	635	55,995	*	*	55,995	56,630		
1970	1,469	35,129	*	*	35,129	36,598		
1971	2,830	32,173	*	*	32,173	35,003		
1972	2,468	40,282	*	*	40,282	42,750		
1973	2,181	59,216	*	*	59,216	61,397		
1974	980	42,913	*	*	42,913	43,893		
1975	4,104	46,640	*	694	47,334	51,438		
1976	11,229	56,728	240	1,283	58,251	69,480		
1977	7,777	81,762	232	4,048	86,042	93,819		
1978	12,911	75,203	172	3,402	78,777	91,688		
1979	8,302	61,456	155	932	62,543	70,845		
1980	16,998	67,423	612	2,382	70,417	87,415		
1981	11,124	60,493	475	3,590	64,558	75,682		
1982	4,524	52,761	113	3,120	55,994	60,518		
1983	3,594	78,565	76	4,443	83,084	86,678		
1984	6,453	65,342	50	2,661	68,053	74,506		
1985	4,996	69,299	42	5,117	74,458	79,454		
1986	2,182	107,150	66	11,867	119,083	121,265		
1987	855	99,049	285	10,895	110,229	111,084		
1988	1,161	64,785	480	5,545	70,810	71,341		
1989	1,621	69,179	555	2,858	72,592	74,213		
1990	5,194	86,297	361	11,981	98,639	103,833		
1991	4,122	82,490	274	22,082	104,846	108,968		
1992	6,060	68,684	535	8,192	77,411	83,471		
1993	8,891	54,710	*	*	*	*		
1994	31,719	*	*	*	*	*		

* data not available—datos no disponibles

TABLE 22. Data on tagged bigeye at liberty for long periods of time. The lengths are given in centimeters and the distances in nautical miles.
TABLA 22. Datos de patudos marcados en libertad durante largos períodos. Se expresan las tallas en centímetros y las distancias en millas náuticas.

Release			Recapture			Distance	Days free	Direction	Reference
Area	Date	Length	Area	Date	Length				
Liberación			Recaptura			Distancia	Días en libertad	Dirección	Referencia
Area	Fecha	Talla	Area	Fecha	Talla				
30°59'N- 171°14'W	Jan. 31, 1955	122.3	32°41'N- 155°57'W	Nov. 24, 1955	126.8	785	298	82	1
30°59'N- 171°14'W	Jan. 31, 1955	109.0	29°50'N- 177°50'W	Feb. 2, 1956	127.5	348	368	259	2
32°59'N- 143°19'E	May 31, 1958	82	29°15'N- 133°45'E	Nov. 11, 1959	110-115	540	530	255	2
32°59'N- 143°19'E	May 31, 1958	81	35°27'N- 141°10'E	Jan. 17, 1960	119	182	597	324	2
3°18'N- 90°50'W	May 6, 1967	80	2°12'S- 81°01'W	Jan. 13, 1968	?	664	253	117	3
3°18'N- 90°50'W	May 12, 1967	50	4°32'N- 107°50'W	Jun. 18, 1969	128.0	1,020	769	274	4
15°10'S- 146°22'E	Nov. 19, 1986	96	16°35'S- 146°56'E	Oct. 29, 1987	112	129	345	148	5
15°10'S- 146°22'E	Nov. 19, 1986	109	7°10'S- 155°40'W	Jun. 2, 1990	160	3,408	1,292	89	5
15°10'S- 146°22'E	Nov. 19, 1986	108	16°26'S- 146°49'E	Nov. 2, 1987	127	110	349	148	5
15°27'S- 146°13'E	Nov. 21, 1986	78	3°25'S- 171°19'W	Jun. 17, 1989	131	2,591	940	79	5
15°27'S- 146°13'E	Nov. 21, 1986	98	16°25'S 146°43'E	Nov. 1, 1987	124	94	346	143	5

¹ Pacif. Sci., 10 (2): 236

² Nankai Reg. Fish. Res. Lab. Rep., 25: 75-80

³ IATTC Ann. Rep. for 1968: 28, 77

⁴ IATTC Ann. Rep. for 1969: 28, 73

⁵ FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 207-243

TABLE 23. Estimates of the catches at age of bigeye tuna calculated from the data in Figure 74.
TABLA 23. Estimaciones de las capturas a edad de atunes patudo, calculadas de los datos en la Figura 74.

Age	1990-1992 purse seine	1994 purse seine	Typical longline	1990-1992 purse seine + longline	1994 purse seine + longline
Edad	Cerco 1990-1992	Cerco 1994	Palangre típico	Cerco + palangre 1990-1992	Cerco + palangre 1994
0	63,813	2,013,726	0	63,813	2,013,726
1	52,739	828,686	35,991	88,730	864,677
2	35,525	227,127	368,943	404,468	596,070
3	24,371	23,319	430,577	454,948	453,896
4	4,107	554	146,047	150,154	146,601
5	814	76	32,719	33,533	32,795
6	45	0	8,045	8,090	8,045
7	0	0	1,507	1,507	1,507
8	0	0	314	314	314
9	0	0	159	159	159
Totals	181,414	3,093,488	1,024,302	1,205,716	4,117,790

TABLE 24. Estimates of the numbers of recruits, in thousands, needed to support the catches of bigeye in Table 23.
TABLA 24. Estimaciones del número de reclutas, en miles, necesarios para sotener las capturas de patudos en la Tabla 23.

Natural mortality	1990-1992 purse seine	1994 purse seine	Typical longline	1990-1992 purse seine + longline	1994 purse seine + longline
Mortalidad natural	Cerco 1990-1992	Cerco 1994	Palangre típico	Cerco + palangre 1990-1992	Cerco + palangre 1994
0.4	390	4,495	4,024	4,416	8,622
0.6	627	5,606	8,579	9,214	14,383
0.8	1,076	7,186	19,769	20,859	27,302

TABLE 25. Catches of northern bluefin, in short tons, in the Pacific Ocean.
TABLA 25. Capturas de atún aleta azul del norte, en toneladas cortas, en el Océano Pacífico.

Year	Western Pacific nations			Eastern Pacific nations				Total	
	Sur-face ¹	Long-line ¹	Sub-total ¹	Pnrse seine ²	Gill-net ³	Long-line ⁴	Recreational ⁵		
Año	Naciones del Pacífico occidental			Naciones del Pacífico oriental				Total	
	Superficie ¹	Palan-gre ¹	Sub-total ¹	Red de cerco ²	Red agallera ³	Palan-gre ⁴	Depor-tiva ⁵	Sub-total	
1952	12,093	3,622	15,716	2,288	*	*	4	2,292	18,008
1953	17,367	3,695	21,062	4,887	*	*	107	4,994	26,056
1954	16,465	2,872	19,337	10,513	*	*	24	10,537	29,874
1955	20,902	2,980	23,882	6,805	*	*	204	7,009	30,891
1956	30,221	2,877	33,098	6,313	*	*	855	7,168	40,266
1957	22,256	1,301	23,556	10,158	*	*	161	10,319	33,875
1958	8,994	866	9,860	15,360	*	*	22	15,382	25,242
1959	8,641	3,621	12,262	7,621	*	*	33	7,654	19,916
1960	11,769	5,997	17,766	5,977	*	*	2	5,979	23,745
1961	10,904	6,702	17,606	8,968	*	*	57	9,025	26,631
1962	11,331	5,203	16,534	12,421	*	*	61	12,482	29,016
1963	10,882	4,958	15,840	13,527	*	*	18	13,545	29,385
1964	10,220	2,325	12,544	10,161	*	*	17	10,178	22,722
1965	16,170	398	16,568	7,592	*	*	2	7,594	24,162
1966	13,308	1,624	14,932	17,523	*	*	50	17,573	32,505
1967	14,219	1,488	15,707	6,491	*	*	79	6,570	22,277
1968	16,044	1,660	17,704	6,587	*	*	31	6,618	24,322
1969	8,628	1,242	9,870	7,635	*	*	37	7,672	17,542
1970	7,489	994	8,483	4,372	*	*	46	4,418	12,901
1971	8,805	774	9,579	9,215	*	*	19	9,234	18,813
1972	7,944	829	8,773	14,714	*	*	37	14,751	23,524
1973	8,835	1,504	10,339	11,845	*	*	134	11,979	22,318
1974	14,205	4,600	18,805	6,192	*	*	144	6,336	25,141
1975	10,323	1,619	11,942	10,563	*	*	84	10,647	22,589
1976	8,246	605	8,852	11,735	*	*	51	11,786	20,638
1977	12,919	842	13,761	6,033	*	*	46	6,079	19,840
1978	21,628	1,112	22,741	5,948	*	*	12	5,960	28,701
1979	25,772	1,344	27,116	6,744	*	*	27	6,771	33,887
1980	19,867	1,146	21,013	3,239	*	*	18	3,257	24,270
1981	32,010	757	32,767	1,201	*	*	14	1,215	33,982
1982	26,061	1,168	27,229	3,472	1	*	17	3,490	30,719
1983	19,543	600	20,143	940	1	*	48	989	21,132
1984	11,112	670	11,783	972	3	*	71	1,043	12,826
1985	13,821	2,379	16,200	4,469	3	*	124	4,596	20,796
1986	15,277	302	15,579	5,604	2	*	17	5,623	21,202
1987	15,242	735	15,977	1,097	2	*	46	1,145	17,122
1988	7,790	313	8,103	1,569	1	*	8	1,578	9,681
1989	9,414	778	10,192	1,289	2	142	163	1,596	11,788
1990	6,590	539	7,129	1,699	6	101	94	1,900	9,029
1991	13,683	780	14,463	509	*	89	123	721	15,184
1992	11,003	1,440	12,433	2,089	*	51	215	2,355	14,788
1993	*	*	*	668	*	52	262	982	*
1994	*	*	*	814	*	20	*	*	*

TABLE 25. (continued)
TABLA 25. (continuación)

¹ Sources: The data for Japan were obtained from the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan. The data for 1951–1964 include only large fish (greater than about 15 kg or 33 pounds), while those for 1965–1992 include both small and large fish. The data for the small fish were estimated from the catches of *mejì* (small bluefin, yellowfin, and bigeye) by a proportion process based upon the catches of large bluefin, yellowfin, and bigeye. The data for the Republic of China for 1952–1964 were obtained from yearbooks of fisheries statistics of the Food and Agriculture Organization of the United Nations, and those for 1965–1993 were obtained from the Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, ROC. The data for the Republic of Korea for 1952–1982 were obtained from yearbooks of fisheries statistics of the Food and Agriculture Organization of the United Nations, and those for 1983–1992 were obtained from yearbooks of fisheries statistics of the National Fisheries Research and Development Agency of Korea.

¹ Fuentes: Los datos de Japón provienen del National Research Institute of Far Seas Fisheries del Japón. Los datos de 1951–1965 incluyen solamente peces grandes (de más de unos 15 kg/33 libras), mientras que aquellos de 1966–1992 incluyen también peces pequeños. Se estimaron los datos de los peces pequeños a partir de las capturas de *mejì* (patudos y aletas amarillas y azules pequeños) mediante un procedimiento de prorrataeo basado en las capturas de ejemplares grandes de estas especies. Los datos de la República de China correspondientes a 1952–1964 provienen de los registros anuales de estadísticas pesqueras de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, y aquellos correspondientes a 1965–1993 del Instituto de Oceanografía de la Universidad Nacional de Taiwan en Taipei. Fisheries Bureau y Colección de Documentos Científicos, Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico, Vol. 40, N° 1, páginas 242–248. No hay datos para 1951–1966. Los datos de la República de Corea correspondientes a 1952–1982 provienen de los registros anuales de estadísticas pesqueras de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, y aquellos correspondientes a 1983–1992 de registros anuales de estadísticas pesqueras de la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero de Corea.

² Source: Table 1

² Fuente: Tabla 1

³ Source: Fish Bulletin, California Department of Fish and Game, No. 175, Table 1. The average of the catches for the 1981–1982 and 1982–1983 seasons was used as an estimate of the catch for 1982, and so on.

³ Fuente: Fish Bulletin, California Department of Fish and Game, No. 175, Tabla 1. Se usó el promedio de las capturas de las temporadas de 1981–1982 y 1982–1983 como estimación de la captura de 1982, y así sucesivamente

⁴ Sources: 1989–1993 – U.S. National Marine Fisheries Service, Long Beach, California (These data include only exports; small amounts were probably consumed in the United States.); 1994 - Pelagic Fisheries of the Western Pacific Region, 1994 Annual Report, Appendix 3, Table 3, Western Pacific Fishery Management Council, Honolulu, Hawaii (draft)

⁴ Fuentes: 1989–1993 – U.S. National Marine Fisheries Service, Long Beach, California (Estos datos incluyen exportaciones solamente; es probable que hayan sido consumidas pequeñas cantidades en los Estados Unidos.); 1994 Pesquerías pelágicas de la región del Pacífico occidental, Informe Anual de 1994, Anexo 3, Tabla 3, Western Pacific Fishery Management Council, Honolulu, Hawaii (borrador)

⁵ Sources: 1952–1990, *California's Living Marine Resources and their Utilization*, published by the California Department of Fish and Game; 1991–1993, California Department of Fish and Game, unpublished data. It was assumed, based on the average weight of sport-caught fish sampled during 1993 (LATTC Annual Report for 1993: Figure 20), that the average weight of the sport-caught fish was 50 pounds.

⁵ Fuentes: 1952–1990, *California's Living Marine Resources and their Utilization*, publicado por el California Department of Fish and Game; 1991–1993, California Department of Fish and Game, datos inéditos. Se supuso, a partir del peso promedio de peces capturados por la pesquería deportiva y muestrados durante 1993 (Informe Anual de la CIAT de 1993: Figura 20) que el peso promedio de peces capturados en esa pesquería era 50 libras.

* data not available—datos no disponibles

TABLE 26. Estimated numbers of bluefin, in thousands, caught in the western and eastern Pacific Oceans.
TABLA 26. Número estimado de aletas azules, en miles, capturados en el Océano Pacífico occidental y oriental.

Year class	Western Pacific Ocean					Eastern Pacific Ocean			
	0	1	2	3	4	1	2	3	4
Clase anual	Océano Pacífico occidental					Océano Pacífico oriental			
	0	1	2	3	4	1	2	3	4
1948	-	-	-	-	-	-	-	-	>0
1949	-	-	-	-	-	-	-	>0	>0
1950	-	-	-	-	-	-	140	6	4
1951	-	-	-	-	-	54	6	6	2
1952	-	-	-	-	-	651	493	19	>0
1953	-	-	-	-	-	413	348	9	>0
1954	-	-	-	-	-	185	168	20	0
1955	-	-	-	-	-	433	373	4	4
1956	-	-	-	-	-	575	905	109	69
1957	-	-	-	-	-	285	269	33	>0
1958	-	-	-	-	-	12	66	6	1
1959	-	-	-	-	-	58	347	9	5
1960	-	-	-	-	-	524	608	80	4
1961	-	-	-	-	-	829	521	29	1
1962	-	-	-	-	30	526	256	16	0
1963	-	-	-	62	8	972	305	35	1
1964	-	-	91	5	17	327	715	34	0
1965	-	266	3	52	1	622	308	5	1
1966	1270	461	1	13	17	97	155	32	1
1967	3607	964	78	23	24	416	311	35	0
1968	2300	371	48	14	18	290	258	7	-
1969	2970	378	2	18	16	14	711	-	0
1970	1938	443	15	4	3	467	-	2	0
1971	3316	682	20	12	29	-	589	1	>0
1972	498	124	28	115	26	609	440	2	24
1973	4875	1403	46	61	95	51	722	172	21
1974	3953	676	96	44	10	260	150	21	8
1975	1277	222	61	14	28	488	250	7	>0
1976	1784	698	151	38	7	55	81	>0	0
1977	2542	478	98	76	84	508	539	1	>0
1978	5091	1452	119	584	99	78	284	11	1
1979	2088	611	180	64	56	48	70	2	>0
1980	2810	605	200	54	15	4	120	6	1
1981	1975	785	139	21	75	249	62	6	0
1982	665	213	44	86	30	12	44	>0	>0
1983	1362	421	49	123	-	33	315	5	>0
1984	2417	757	61	-	-	76	388	6	>0
1985	2046	760	-	-	-	22	74	21	>0
1986	1470	-	-	-	-	7	45	6	1
1987	-	-	-	-	-	34	40	8	>0
1988	-	-	-	-	-	45	78	1	-
1989	-	-	-	-	-	5	8	-	-
1990	-	-	-	-	-	52	-	-	-

TABLE 27. Correlations for various combinations of catches of northern bluefin. WPO and EPO stand for western Pacific Ocean and eastern Pacific Ocean, respectively.

TABLA 27. Correlaciones para varias combinaciones de capturas de aleta azul norteño. WPO = Océano Pacífico occidental; EPO = Océano Pacífico oriental.

Correlation	Degrees of freedom	r
Correlación	Grados de libertad	r
1. WPO, age 0, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.157
2. WPO, age 0, <i>versus</i> EPO, age 2	18	0.442
3. WPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.390
4. WPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 2	18	0.175
5. WPO, age 2, <i>versus</i> EPO, age 1	18	-0.322
6. WPO, age 2, <i>versus</i> EPO, age 2	18	-0.460*
7. EPO, age 1, <i>versus</i> EPO, age 2	35	0.458*
8. WPO, age 0, <i>versus</i> WPO, age 1	18	0.843**
9. WPO, age 0, <i>versus</i> WPO, age 2	17	0.174
10. WPO, age 1, <i>versus</i> WPO, age 2	18	0.344
11. WPO, age 0, <i>versus</i> WPO + EPO, age 1	17	0.757**
12. WPO, age 0, <i>versus</i> WPO + EPO, age 2	16	0.511*
13. EPO, age 2, <i>versus</i> WPO, age 0, and WPO, age 2	15	0.746**

* significant at the 5-percent level—significativo al nivel de 5%

** significant at the 1-percent level—significativo al nivel de 1%

TABLE 28. Pacific Ocean and world catches of swordfish, in short tons.

TABLA 28. Capturas de pez espada en el Océano Pacífico y mundiales, en toneladas cortas.

Year	Japan	Chile	Philippines	USA	Rep. of China	Mexico	Other Pacific	Total Pacific	World
Año	Japón	Chile	Filipinas	EUA	Rep. de China	México	Otros en el Pacífico	Pacífico total	Mundial
1971	10,121	199	1,653	106	*	*	1,608	13,708	25,883
1972	9,751	154	1,764	176	*	*	1,991	13,792	26,830
1973	10,631	451	1,874	418	*	*	3,613	16,976	33,521
1974	10,491	240	2,037	484	*	*	1,652	14,904	30,994
1975	12,427	151	2,178	594	*	*	1,504	16,943	35,205
1976	17,464	14	1,717	66	6	*	1,773	21,040	36,139
1977	15,429	35	2,318	440	12	*	1,504	19,738	36,773
1978	15,799	62	981	1,926	90	*	1,140	19,998	44,400
1979	14,430	44	4,238	286	22	8	1,661	20,673	41,879
1980	13,176	114	1,892	803	51	418	1,553	18,007	40,126
1981	14,416	323	2,138	755	42	1,733	1,218	20,625	41,586
1982	12,511	314	3,823	1,080	21	1,502	1,170	20,421	48,189
1983	13,791	376	3,278	1,659	6	132	1,141	20,371	51,353
1984	13,212	113	2,507	3,144	7	52	617	19,652	58,992
1985	14,422	376	2,244	3,370	7	20	253	20,692	65,170
1986	15,731	840	2,303	2,386	9	464	194	21,927	67,281
1987	16,388	2,265	2,356	1,782	14	605	1,469	24,879	73,886
1988	17,081	4,901	4,447	1,759	35	674	1,549	30,446	89,327
1989	13,632	6,406	4,140	2,077	51	759	2,898	29,963	86,062
1990	12,501	5,451	3,513	3,416	16	2,915	3,964	31,776	81,719
1991	10,593	7,981	3,460	6,530	11	947	909	30,431	74,495
1992	17,181	7,017	4,682	7,265	267	1,276	948	38,636	87,992
1993	17,004	5,183	5,096	7,679	*	887	1,871	37,720	90,497

* data not available—datos no disponibles

TABLE 29. Catches of swordfish, in short tons, in the eastern Pacific Ocean.
 TABLA 29. Capturas de pez espada, en toneladas cortas, en el Océano Pacífico oriental.

Year	Chile	Colombia	Costa Rica	Ecuador	Japan	Mexico	Peru	Rep. of China	Rep. of Korea	USA	Total
Año	Chile	Colombia	Costa Rica	Ecuador	Japón	Méjico	Perú	Rep. de China	Rep. de Corea	EUA	Total
1971	199	*	*	*	2,372	*	220	*	*	106	2,897
1972	154	*	*	*	2,526	*	660	*	*	176	3,516
1973	451	*	*	*	4,059	*	2,090	*	*	418	7,018
1974	240	*	*	*	2,223	*	297	*	*	484	3,244
1975	151	*	*	*	2,598	*	174	*	10	594	3,527
1976	14	*	*	*	4,282	*	325	6	36	66	4,728
1977	35	*	*	*	6,292	*	462	12	49	440	7,291
1978	62	*	*	*	5,573	*	480	90	48	1,926	8,178
1979	44	*	*	*	3,883	8	207	22	27	286	4,477
1980	114	*	*	*	4,888	418	238	51	83	803	6,595
1981	323	*	*	*	5,000	1,733	100	42	263	755	8,216
1982	314	*	*	*	4,083	1,502	169	21	158	1,080	7,326
1983	376	*	*	*	3,998	132	248	6	82	1,659	6,500
1984	113	*	*	*	2,592	52	328	7	64	3,144	6,300
1985	376	*	*	*	2,107	20	101	7	106	3,370	6,087
1986	840	*	*	*	4,000	464	36	9	297	2,386	8,034
1987	2,265	*	*	*	5,056	605	68	14	296	1,782	10,087
1988	4,901	*	*	*	4,090	674	142	35	186	1,759	11,786
1989	6,406	*	*	*	2,996	759	91	51	177	2,077	12,558
1990	5,451	*	*	387	3,214	2,915	2	16	741	3,416	16,141
1991	7,981	32	118	385	3,356	947	3	11	1,010	6,530	20,373
1992	7,017	0	30	385	3,065	1,276	23	267	371	7,265	19,700
1993	5,183	0	21	36	2,895	887	21	*	*	7,769	16,812

* data not available—datos no disponibles

**INFORME ANUAL DE LA COMISION
INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL, 1994**

INTRODUCCION

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) funciona bajo la autoridad y dirección de un convenio suscrito originalmente por Costa Rica y los Estados Unidos de América. El convenio, vigente desde 1950, está abierto a la afiliación de cualquier país cuyos ciudadanos pesquen atunes tropicales y especies afines en el Océano Pacífico oriental. Bajo esta estipulación, la República de Panamá se afilió en 1953, Ecuador en 1961, México en 1964, Canadá en 1968, Japón en 1970, Francia y Nicaragua en 1973, Vanuatu en 1990, y Venezuela en 1992. Ecuador se retiró de la CIAT en 1968, México en 1978, y Canadá en 1984.

La CIAT cumple su mandato mediante dos programas, el Programa Atún-Picudo y el Programa Atún-Delfín. Las responsabilidades principales del primero son (1) estudiar la biología de los atunes y especies afines en el Océano Pacífico oriental para determinar los efectos de la pesca y los factores naturales sobre su abundancia, y (2) recomendar las medidas de conservación apropiadas para que los stocks de peces puedan mantenerse a niveles que permitan las capturas máximas sostenibles. Las responsabilidades principales del Programa Atún-Delfín son (1) controlar la abundancia de las poblaciones de delfines y su mortalidad incidental a la pesca, mediante la toma de datos a bordo de embarcaciones atuneras de cerco pescando en el Pacífico oriental, (2) analizar esta información y formular recomendaciones apropiadas para la conservación de los delfines, (3) estudiar las causas de la mortalidad de delfines en las maniobras de pesca e instar a los pescadores a adoptar aquellas técnicas de pesca que minimizan esa mortalidad, y (4) estudiar los efectos de las distintas modalidades de pesca sobre los varios peces y demás animales del ecosistema pelágico.

Para llevar a cabo estas misiones, la CIAT realiza una amplia investigación en el mar, en los puertos donde se desembarca el atún, y en sus laboratorios. Estos estudios son llevados a cabo por un equipo internacional permanente de investigadores y técnicos (Anexo 1), seleccionados por el Director, quien responde directamente ante la Comisión.

El programa científico se encuentra en su 44º año. Los resultados de las investigaciones del personal de la CIAT son publicados en la serie de Boletines de la CIAT en inglés y español, los dos idiomas oficiales, en su serie de Informes Especiales, y en libros, revistas científicas externas, y revistas comerciales. En un Informe Anual, asimismo bilingüe, se describen las actividades realizadas en el año en cuestión.

REUNIONES DE LA COMISION

El Convenio de la CIAT estipula que la Comisión se reúna al menos una vez al año. Adicionalmente, casi siempre se celebran en conjunto con las reuniones de la CIAT reuniones intergubernamentales, en las cuales participan representantes de gobiernos miembros y no miembros interesados en las pesquerías de atunes tropicales del Océano Pacífico oriental. El Acuerdo para la Conservación de Delfines, adoptado en la 24^a reunión intergubernamental, celebrada en junio de 1992, estableció dos grupos de trabajo permanentes, el Panel Internacional de Revisión y el Consejo Científico Asesor. (Se presenta el texto de dicho Acuerdo en el Anexo 2 del Informe Anual de la CIAT de 1992.) En la sección siguiente se resume lo ocurrido en las reuniones de la CIAT y del Panel de Revisión, pero no las intergubernamentales, celebradas en 1994.

53^a REUNION DE LA CIAT

La Comisión celebró su 53^a reunión en Cumaná (Venezuela) el 7 y 8 de junio de 1994, bajo la presidencia del Biol. Carlos Giménez, de Venezuela. Asistieron representantes de seis gobiernos miembros, así como observadores de Colombia, España, México, la República de China, la Federación Rusa, la Comunidad Europea, la Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas, la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico, la Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, Greenpeace América Latina, y la Red Mexicana de Acción frente al Libre Comercio.

Se adoptó la agenda siguiente:

1. Apertura de la reunión
2. Aprobación de la agenda
3. Revisión de la investigación atunera actual
4. El año pesquero 1993
5. Condición de los stocks de atunes
6. Revisión del programa atún-delfín: investigaciones y extensión
7. Revisión del Programa Internacional de Conservación de Delfines
8. Recomendaciones para 1994
9. Programa de investigación y presupuesto recomendado para el AF 1995–1996
10. Fecha y sede de la próxima reunión
11. Nombramiento de funcionarios
12. Otros asuntos
13. Clausura

(1) El personal de la Comisión recomendó una cuota de captura de aleta amarilla de 250.000 toneladas cortas en el Área Reglamentaria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) durante 1994, con la opción de incrementar este límite por hasta cuatro incrementos de 25.000 toneladas cada uno, debido a incertidumbres sobre la composición por tallas del pescado durante el resto del año. En el Documento N° 2 preparado para la reunión se explican los motivos de esta recomendación.

Se suspendió temporalmente la reunión de la Comisión el 7 de junio, y el día siguiente se convocó la 27^a reunión intergubernamental, a la cual asistieron todos los representantes nacionales presentes en la reunión de la Comisión, en calidad de participantes u observadores. En esa reunión se adoptaron dos resoluciones (Anexo 2).

Tras la clausura de la reunión intergubernamental el mismo 8 de junio, se reanudó la reunión de la Comisión, y se tomaron las medidas siguientes:

Se aprobó una resolución en borrador preparada por el personal de la CIAT respecto a la conservación del atún aleta amarilla. Esta resolución reza como sigue:

La Comisión Interamericana del Atún Tropical, teniendo la responsabilidad del estudio científico de los atunes y especies afines del Océano Pacífico oriental, y de formular recomendaciones a las Altas Partes Contratantes con respecto a dichos recursos, y habiendo mantenido desde 1950 un programa científico ininterrumpido dedicado al estudio de dichos recursos,

Observa que el recurso de atún aleta amarilla en el Pacífico oriental sostiene a una de las pesquerías de atunes con artes de superficie más importantes del mundo, y

Reconoce, con base en la experiencia previa en esta pesquería, que existe la posibilidad de reducir la producción potencial del recurso si el esfuerzo de pesca es excesivo;

Tiene presente que el cumplimiento satisfactorio del programa de conservación entre 1966 y 1979 mantuvo los stocks de aleta amarilla a altos niveles de abundancia, y

Nota que de 1980 a 1993, con la excepción de 1987, a pesar de no haberse establecido programas de conservación, el personal científico de la Comisión recomendó medidas de conservación a los Comisionados, quienes a su vez aprobaron dichas medidas para recomendación a sus gobiernos respectivos, y

Observa que, a pesar de que el stock de aleta amarilla está en un nivel de abundancia por encima del óptimo, es posible sobreexplotarlo,

Concluye que, si las condiciones lo justifican, se debería instrumentar una limitación de la captura de aleta amarilla en 1994.

La Comisión Interamericana del Atún Tropical recomienda por lo tanto a las Altas Partes Contratantes que se establezca para el año civil 1994 una cuota de 250.000 toneladas cortas sobre la captura total del atún aleta amarilla del ARCAA (definida en la resolución adoptada por la Comisión el 17 de mayo de 1962), y que se autorice al Director a aumentar este límite por un máximo de cuatro incrementos de 25.000 toneladas cortas cada uno, si el análisis de los datos disponibles le lleva a la conclusión que estos incrementos no perjudicarían el stock de forma sustancial, y

Recomienda finalmente que todas las naciones miembros y demás naciones interesadas trabajen con diligencia por lograr el cumplimiento de este programa de conservación del atún aleta amarilla en 1994.

(2) La Comisión se puso de acuerdo sobre un presupuesto de \$4.866.767 para el año fiscal 1995-1996.

(3) La Comisión acordó que se celebraría una reunión especial en La Jolla, California (EE.UU.), en octubre de 1994, conjuntamente con una reunión intergubernamental en la cual se comentaría la revisión del Límite de Mortalidad de Delfines general para 1995. Acordó además que celebraría su próxima reunión regular en La Jolla a principios de junio de 1995.

(4) La Comisión acordó que el Presidente actual desempeñaría ese cargo en la reunión de la CIAT en octubre, y que un representante de los Estados Unidos actuaría como Presidente de la reunión de junio de 1995.

54^a REUNION DE LA CIAT

La CIAT celebró su 54^a reunión en La Jolla, California, el 20 de octubre de 1994, bajo la presidencia del Embajador Jean-François Pulvenis, de Venezuela. Asistieron representantes de todos los gobiernos miembros, y también representantes de Colombia, México, España, la Comisión Permanente del Pacífico Sur, la Comunidad Europea, la Comisión Ballenera Internacional, la American Cetacean

Society, el Animal Welfare Institute, la Asociación Empresarial Pesquera de América Latina, Center for Marine Conservation, Defenders of Wildlife, Earth Island Institute, Fishermen's Coalition, la Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, y la Humane Society International.

Se adoptó la agenda siguiente:

1. Apertura de la reunión
2. Aprobación de la agenda
3. Revisión del año pesquero 1994 hasta la fecha
4. Revisión del Programa Internacional de Conservación de Delfines hasta la fecha
5. Otros asuntos
6. Clausura

El objetivo principal de la reunión de la CIAT era presentar la información más actual sobre el Programa Internacional de Conservación de Delfines a los representantes de los países miembros y observadores para permitirles tomar decisiones razonables con respecto a varios aspectos de este programa en la reunión intergubernamental que seguiría.

La reunión de la CIAT fue seguida, los días 20 y 21 de octubre, por la 28^a reunión intergubernamental, a la que asistieron todos los representantes nacionales presentes en la reunión de la CIAT, como participantes u observadores. En esta reunión se adoptó una resolución sobre los límites de mortalidad de delfines para 1995 (Anexo 3), y también se llegó a un acuerdo sobre normas para tratar los lances con problemas especiales en 1994, la disposición de los límites de mortalidad de delfines de barcos perdidos, y la colección de las cuotas para el programa de observadores de la CIAT.

QUINTA REUNION DEL PANEL INTERNACIONAL DE REVISION

La quinta reunión del Panel Internacional de Revisión tuvo lugar en Ensenada (Méjico) el 26 y 27 de enero de 1994. Presidió el Lic. Carlos Camacho Gaos de México, y asistieron representantes de Colombia, los Estados Unidos, México, Panamá, Vanuatu, Venezuela, la Cámara Nacional de la Industria Pesquera de México, y la Fundación para la Defensa de la Naturaleza.

Se adoptó la agenda siguiente:

1. Apertura
2. Elección del Coordinador
3. Aprobación de la agenda
4. Aprobación de las actas de la reunión de octubre de 1993
5. Límites de Mortalidad de Delfines (LMD):
 - a) Asignación de los LMD de 1994 para barcos individuales
 - b) Criterios para la emisión de LMD
6. Repaso del cumplimiento del Programa Internacional de Conservación de Delfines (PICD):
 - a) Informes a los gobiernos
 - b) Repaso de los datos de los observadores
7. Infracciones y sanciones
8. Reglas de procedimiento
9. Fecha y sede de la próxima reunión
10. Otros asuntos
11. Clausura

Miembros del personal de la CIAT presentaron información reunida por los observadores sobre infracciones de leyes y reglamentos pertinentes a la pesca de atunes asociados con delfines. Durante el repaso de los datos se acordó que:

1. La lista de infracciones reportada a los gobiernos debería ser anotada para incluir comentarios sobre prácticas pesqueras dudosas.

2. La Secretaría desarrollaría opciones sobre (a) mejorar el desempeño de los pescadores, y (b) la definición de un viaje de pesca. Estas opciones serían presentadas al Panel antes de su reunión de junio de 1994. Se acordó también que se incluirían esos temas en la agenda de esa reunión.

3. La Secretaría incluiría en los informes a los gobiernos resúmenes de las infracciones analizadas en esta reunión del Panel y en las anteriores.

Se acordó que se celebraría en Washington, D.C. (EE.UU.), del 4 al 8 de abril de 1994, una reunión de expertos sobre opciones para acciones contra naciones que no cumpliesen con el Acuerdo Internacional de Conservación de Delfines. Se formó un grupo de trabajo, integrado por representantes de los Estados Unidos, México, y Venezuela, para preparar los puntos de mandato de esa reunión.

Se aprobó un borrador de enmiendas al Acuerdo de Conservación de Delfines (Anexo 4).

SEXTA REUNION DEL PANEL INTERNACIONAL DE REVISION

La sexta reunión del Panel Internacional de Revisión tuvo lugar en Cumaná (Venezuela) el 4 y 5 de junio de 1994, bajo la presidencia del Embajador Jean-François Pulvenis, de Venezuela. Asistieron representantes de Colombia, los Estados Unidos, México, Panamá, Venezuela, la Cámara Nacional de la Industria Pesquera de México, la Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, y la Red Mexicana de Acción frente al Libre Comercio.

La agenda fue la siguiente:

1. Apertura de la reunión
2. Elección del Coordinador
3. Aprobación de la agenda
4. Aprobación de las actas de la reunión de enero de 1994
5. Límites de Mortalidad de Delfines (LMD):
 - a) Asignación de LMD de barcos individuales para el segundo semestre de 1994
 - b) Revisión de los criterios para la emisión de LMD
6. Repaso del cumplimiento del Programa Internacional de Conservación de Delfines (PICD):
 - a) Informe anual de 1993 a los gobiernos
 - b) Infracciones y sanciones
 - c) Informe sobre los avances del Grupo de Trabajo
 - d) Definición de un viaje de pesca con respecto a infracciones de equipos de pesca
7. Opciones para mejorar el desempeño de los pescadores
8. Repaso de los datos de los observadores
9. Pesca de investigación
10. Repaso de la pertenencia de miembros no gubernamentales al Panel
11. Fecha y sede de la próxima reunión
12. Otros asuntos
13. Clausura

Bajo el punto 5 de la agenda, los miembros del Panel discutieron el método actual de calcular las cuotas de los barcos para sufragar los gastos de la cobertura por observadores al 100%, un método alterno de calcularlas, y la pérdida posible del LMD por barcos que no lo utilizaran antes del 1º de junio del año en cuestión. Bajo el punto 6 de la agenda comentaron un borrador del Informe Anual del Panel para 1993, la falta aparente de acción por parte de algunos gobiernos en reacción a informes de presuntas infracciones informadas por el Panel, y opciones para acciones contra países que no cumplieran con las disposiciones del Acuerdo para la Conservación de Delfines. Bajo el punto 9 se discutió la pesca de investigación, y se acordó que las mortalidades de delfines que ocurriera mientras el barco esté realizando investigaciones aprobadas por la Secretaría y el Consejo Científico Asesor no serían restadas del LMD del barco en el año en cuestión, pero sí del LMD general para ese año. Bajo el punto 10 se

acordó que se modificarían las Reglas de Procedimiento para escalaronar los términos de servicio de los miembros no gubernamentales, y se acordó también que era menester que Ecuador participase en las actividades del Panel como miembro gubernamental.

Se acordó que la próxima reunión del Panel tendría lugar en La Jolla, California, EE.UU., a mediados de octubre de 1994.

7^a REUNION DEL PANEL INTERNACIONAL DE REVISION

La séptima reunión del Panel Internacional de Revisión tuvo lugar en La Jolla, California (EE.UU.) del 17 al 19 de octubre de 1994, bajo la presidencia del Sr. Gary Matlock, de Estados Unidos. Asistieron representantes de Colombia, los Estados Unidos, México, Vanuatu, Venezuela, la Cámara Nacional de la Industria Pesquera de Mexico, la Fundación para la Defensa de la Naturaleza, Greenpeace International, y la U.S. Tuna Foundation. Asistieron en calidad de observadores representantes de Frigomarina Ltda., de Colombia, y de la Humane Society International.

La agenda fue la siguiente:

1. Apertura de la reunión
2. Elección del Coordinador
3. Aprobación de la agenda
4. Aprobación de las actas de la sexta reunión del Panel
5. Límites de Mortalidad de Delfines (LMD):
 - a) Repaso de mortalidades hasta la fecha
 - b) Revisión de los criterios para la emisión de los LMD:
 - i) Cambiar de US\$10 por tonelada de capacidad a una cuota fija
 - ii) Mecanismos para recaudar las cuotas
 - c) Disposición de los LMD de barcos hundidos
 - d) Lances desastrosos
 - e) Pesca de investigación: repaso de la propuesta de fijar y administrar una cuota de captura separada
 - f) LMD para 1995
6. Análisis del cumplimiento del Programa Internacional de Conservación de Delfines (PICD):
 - a) El instrumento que creó el PICD y opciones para instrumentos alternativos
 - b) Infracciones y sanciones:
 - i) Revisión de infracciones mayores y otras
 - ii) Reportar las infracciones de aparejo de pesca - ¿sí o no?
 - c) Informe del grupo de trabajo sobre el cumplimiento
 - d) Definición de un viaje de pesca con respecto a las infracciones de aparejo de pesca - repaso de la acción tomada en la sexta reunión
7. Opciones para mejorar el desempeño de los pescadores:
 - a) Profundización del inciso 1-1 del Anexo VII de las actas de la sexta reunión
 - b) Acción sobre la propuesta de un Certificado de Desempeño de Capitanes aprobado por el Panel y la Plenaria en junio de 1994
8. Definición de un capitán de pesca
9. Posible participación de Ecuador como miembro del Panel
10. Examen de la pertenencia de las organizaciones no gubernamentales al Panel:
 - a) Cambiar la duración del mandato
 - b) Escalaronar los mandatos
 - c) Modificación de las Reglas de Procedimiento
11. Reglas de procedimiento sobre la asistencia de observadores a las reuniones del Panel

12. Revisión de los datos de los observadores
13. Fecha y sede de la próxima reunión
14. Otros asuntos
15. Clausura

Bajo el punto 5 de la agenda, el Panel recomendó a los gobiernos partes del Acuerdo para la Conservación de Delfines que, a partir de 1995, se aumente la cuota pagada por cada barco para sufragar el costo de la cobertura por observadores al 100% de US\$10 a US\$12 por tonelada corta de capacidad de acarreo, y que la capacidad se base en la estimación del astillero. El Panel asimismo recomendó que se use uno de dos métodos para pagar a la CIAT: (1) un gobierno gira un solo cheque a la CIAT para las cuotas totales de todos los barcos bajo su jurisdicción, o (2) un gobierno recauda un cheque, a favor de la CIAT, de cada barco bajo su jurisdicción, y remite todos los cheques a la CIAT.

El Panel recomendó a los gobiernos que se permita a un armador cuyo barco sea perdido transferir el LMD no utilizado del barco perdido a un barco sustituto, siempre que éste último ingrese a la pesquería antes del fin del año para el cual se asignó el LMD. Recomendó también que si el barco sustituto ingresa a la pesquería después de ese año, pero dentro de un plazo de 730 días de la fecha de la pérdida, no se exigirá del armador pagar una fianza para ese barco.

El Panel asignó un LMD individual de 114 animales a cada uno de 81 barcos para 1995, con base en un LMD general de 9,300 animales.

El Panel recomendó también a los gobiernos una serie de normas para tratar los lances con alta mortalidad ocurridos en 1994. Bajo las normas propuestas, cuando ocurre un lance que ocasiona una mortalidad que supera el 50% del LMD del barco en cuestión para 1994 y que también afecta su LMD para 1995, se puede clasificar al lance como uno "con problemas especiales," siempre que las condiciones prevalecientes durante el lance satisfagan ciertos criterios. En tal caso se reduciría el LMD del barco para 1995 en un máximo de 40%. El Panel determinaría los criterios de clasificación como lance con problemas especiales, con base en su propio análisis, con el aporte de expertos independientes y del gobierno con jurisdicción sobre el barco, si ese gobierno desea participar en el análisis. En su próxima reunión el Panel tratará la cuestión del efecto de un lance con problemas especiales ocurrido en 1994 sobre el LMD del barco más allá de 1995.

Bajo el punto 7 de la agenda, el Panel acordó que los pescadores merecen ser reconocidos por haber mejorado tanto su desempeño, y que instrumentaría un sistema de reconocimiento.

Bajo el punto 8 de la agenda, se decidió que el observador a bordo de un barco seguiría identificando a la persona encargada de las faenas de pesca como el capitán de pesca, pero que la Secretaría debería informar a los gobiernos de la necesidad de establecer un sistema estandarizado de certificación para los capitanes de pesca.

ADMINISTRACION

PRESUPUESTO

En su 50^a reunión, celebrada del 16 al 18 de junio de 1992 en La Jolla, California (EE.UU.), la Comisión aprobó unánimemente el presupuesto de \$US 4.743.000 presentado por el Director para el año fiscal 1993-1994, más un presupuesto suplementario de \$US 4.520.000 para actividades relacionadas al Programa Atún-Delfín que se gastaría durante los años fiscales 1993-1994 y 1994-1995. Sin embargo, la cantidad aportada por los países miembros en 1993-1994 fue \$US 3.015.762, o \$US 1.727.238 menos que la suma recomendada y aprobada para el presupuesto regular. Como consecuencia se tuvieron que limitar algunos proyectos programados.

INFORME FINANCIERO

El estado de cuentas de la Comisión para el año fiscal 1993-1994 fue comprobado por Peat, Marwick, Mitchell and Co. En el Anexo 5 del presente informe se presentan las tablas compendiadas del informe de los mismos.

COLABORACION ENTRE ENTIDADES AFINES

Durante 1994 el equipo de investigadores de la CIAT continuó desarrollando vínculos estrechos con organizaciones e instituciones investigativas universitarias, gubernamentales, y privadas a nivel local, nacional, e internacional. Esta reciprocidad permite a los investigadores mantenerse al corriente de los avances y el desarrollo actual en la investigación pesquera y oceanográfica a nivel mundial. A continuación se describen algunos aspectos de dichas relaciones.

Las oficinas principales de la CIAT se encuentran situadas en los terrenos del Scripps Institution of Oceanography (SIO) de la Universidad de California en La Jolla, California, uno de los principales centros mundiales de ciencias marinas y sede de varias agencias federales y estatales de pesca, oceanografía, y ciencias afines. Esta situación fomenta un contacto frecuente entre los investigadores de la CIAT y los científicos de estas entidades. Los Dres. James Joseph y Richard B. Deriso son catedráticos del SIO, y el Dr. Deriso supervisó las investigaciones de algunos estudiantes en esa institución durante 1994. El Sr. Michael G. Hinton y la Srita. Cleridy E. Lennert cursaron estudios de postgrado en el SIO en 1994.

Los Dres. Joseph y Deriso son también profesores de la Universidad de Washington en Seattle, Washington (EE.UU.), y el Dr. Joseph de la Universidad Autónoma de Baja California en Ensenada (Méjico). El Dr. Martín A. Hall es miembro de la cátedra de la Universidad de British Columbia en Vancouver (Canadá). Los Dres. Deriso, Hall, Pablo R. Arenas, Daniel Margulies, y Robert J. Olson sirvieron en comités supervisores de las investigaciones de estudiantes de postgrado en varias universidades durante 1994.

Durante muchos años se han mantenido relaciones cordiales y productivas con la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico, la Comisión Permanente del Pacífico Sur, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (OLDEPESCA), el Grupo Científico Trilateral sobre el atún aleta azul del sur, la Comisión del Pacífico Sur, y otros organismos internacionales. Por ejemplo, durante 1994 los Dres. Richard B. Deriso, William H. Bayliff, y Alexander Wild sirvieron como miembros de la Asesoría Experta de la FAO sobre las Interacciones de las Pesquerías de Atún en el Océano Pacífico, patrocinada por la FAO. El Dr. Deriso actuó como Presidente del grupo de trabajo sobre el aleta amarilla del Pacífico oriental y Co-presidente del grupo de trabajo sobre el barrilete, y el Dr. Bayliff como Presidente del grupo de trabajo sobre el aleta azul del norte. Para promover los objetivos del programa, la FAO está subvencionando dos estudios de simulación en computadora que serán realizados por el personal de la CIAT. El Dr. Ashley J. Mullen fue concedido 2 meses y medio de excedencia, a partir de mediados de noviembre de 1993, para llevar a cabo un proyecto para la FAO. Pasó la mayoría del período en Indonesia y las Filipinas, donde reunió datos sobre las pesquerías atuneras de esos países a fin de permitir evaluar la factibilidad de estudiar interacciones entre las distintas pesquerías atuneras. El Dr. Deriso sirve de asesor para el Grupo Científico Trilateral arriba detallado. El Dr. Pablo Arenas asistió en la coordinación de un programa de investigación en el cual tomaron parte el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de los EE.UU., el California Department of Fish and Game, y varias agencias de investigación y administración en Méjico. El objetivo del programa es determinar el

tamaño de la población y la condición reproductora de la sardina de California, que habita aguas frente a Alta y Baja California.

Asimismo durante 1994, el personal de la CIAT continuó su estrecha colaboración con agencias pesqueras de naciones afiliadas a la CIAT y con organismos similares de diversos países no afiliados. Por ejemplo, el Dr. James Joseph es miembro del Comité sobre Pesquerías del Consejo de Estudios Oceánicos de la Academia Nacional de Ciencias de los Estados Unidos, y el Dr. Richard B. Deriso es miembro del Comité Científico y Estadístico del Consejo de Administración de Pesquerías del Pacífico Occidental de los Estados Unidos y del Comité de Revisión del California Sea Grant. El Dr. Joseph fue uno de los autores de un estudio titulado *Improving the Management of U.S. Marine Fisheries* [Mejorar el manejo de las pesquerías marinas de los Estados Unidos] y el Dr. Deriso uno de los autores de otro estudio, *An Assessment of Atlantic Bluefin Tuna* [Una evaluación del atún aleta azul del Atlántico], ambos patrocinados por la Academia Nacional de Ciencias. El Sr. Felipe Galván Magaña, del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) del Instituto Politécnico Nacional en La Paz (México), el Dr. Robert J. Olson, de la CIAT, y la Sra. Kelly Peltier-Robertson, del Southwest Fisheries Science Center del NMFS, están realizando actualmente un estudio conjunto de las interacciones tróficas del atún aleta amarilla, los delfines, y predadores asociados en el Océano Pacífico oriental. En la sección del presente informe titulada ***Interacciones tróficas de atunes aleta amarilla, delfines, y predadores asociados*** se describe ese trabajo.

Desde 1977 los investigadores de la CIAT capacitan observadores para la toma de datos a bordo de barcos atuneros sobre la abundancia, la mortalidad, y otros aspectos de la biología de los delfines. Además, estos observadores colectan contenidos estomacales y muestras de gónadas y otros tejidos de aleta amarilla, reúnen datos sobre las capturas incidentales de especies aparte de atunes y delfines, registran información sobre objetos flotantes y la flora y fauna con ellos asociadas, etcétera. Diversas organizaciones gubernamentales e instituciones educativas, así como representantes del sector industrial, han colaborado activamente en el entrenamiento y embarque de estos observadores. Datos reunidos por los programas de observadores de México y los Estados Unidos son proporcionados al personal de la CIAT para análisis.

Hacia fines de 1993, la Overseas Fishery Cooperation Foundation (OFCF) del Japón, el gobierno de la República de Panamá, y la CIAT acordaron emprender un proyecto conjunto de cinco años de duración, subvencionado principalmente por la OFCF, en el Laboratorio de Achotines. El proyecto, que emprendió su fase inicial en 1994, abarca la investigación de la viabilidad de criar atunes aleta amarilla adultos, pargos (Lutjanidae) y corvinas y especies afines (Sciaenidae) para suministrar larvas para la investigación, y la producción de organismos de alimento para sus larvas y juveniles.

A través de los años, científicos y estudiantes de muchos países han visitado la oficina principal y el Laboratorio de Achotines de la CIAT, permaneciendo durante varias semanas o meses, aprendiendo nuevos métodos de investigación o utilizando las instalaciones y los datos de la CIAT para sus estudios. En la sección titulada **CIENTÍFICOS Y ESTUDIANTES EN VISITA** se enumeran aquellos cuyas visitas duraron más de 2 semanas. Asimismo, científicos de la CIAT que viajan a otros países por razones profesionales con frecuencia ayudan a los científicos de aquellos países con sus investigaciones relacionadas a la pesca del atún, y de vez en cuando viajan al extranjero con el propósito específico de prestar ayuda en tales programas investigativos.

El laboratorio de investigación de la CIAT en la República de Panamá, descrito en la sección titulada **OFICINAS REGIONALES**, permite una colaboración más estrecha entre los investigadores de la CIAT y el personal de las agencias pesqueras panameñas. Con el Laboratorio de Achotines se ha hecho posible ayudar a científicos locales con proyectos de investigación fuera del campo de los túnidos, sobre los pargos, por ejemplo. Se han logrado importantes avances en este tema, analizados en la sección titulada **Estudios del recurso de pargo**.

CIENTIFICOS Y ESTUDIANTES EN VISITA

El Sr. Felipe Galván Magaña, del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), Instituto Politécnico Nacional, La Paz (México), pasó casi todo 1994 en las oficinas de la CIAT en La Jolla, California, donde trabajó con el Dr. Robert J. Olson de la CIAT sobre las relaciones tróficas de predadores pelágicos en el Océano Pacífico oriental.

El Sr. Wojciech Pelczarski, del Instituto de Pesquerías Marinas en Gdynia (Polonia), pasó el período del 16 al 27 de mayo en las oficinas de la CIAT y en la Conferencia del Atún en Lake Arrowhead, California (EE.UU.), donde se informó del programa investigativo de la CIAT y profundizó sus conocimientos de la investigación atunera en general.

El Dr. Santiago Lenz, científico del Instituto Español de Oceanografía en Vigo (España), pasó el período del 23 de mayo al 10 de junio de 1994 en las oficinas de la CIAT en La Jolla, donde estudió la organización y funcionamiento del Programa Atún-Delfín de la CIAT.

El Sr. Robert W. Thacker, estudiante de postgraduado en la Universidad de Michigan, pasó el período del 5 de mayo al 6 de junio de 1994 en el Laboratorio de Achotines, donde estudió el comportamiento de cangrejos ermitaños terrestres, *Coenobita compressus*.

El Dr. Alain Fonteneau, del Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération de Francia, radicado en el Centre de Recherches Océanographiques de Dakar, (Senegal), comenzó una visita de dos años a las oficinas de la CIAT en La Jolla el 3 de octubre de 1994. Durante su estancia en La Jolla está llevando a cabo un estudio comparativo de los parámetros biológicos importantes de los atunes tropicales de varias partes del mundo.

EL Sr. Rafael Solano, candidato de doctorado en la Universidad Autónoma de Baja California Sur en La Paz (México), y la Srita. Katerina D'Agrosa, candidata de maestría en el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guaymas, (México), pasaron una temporada en La Jolla con el Dr. Martín A. Hall, uno de los supervisores de sus investigaciones.

Los Sres. Alejandro A. Anganuzzi y Patrick K. Tomlinson pasaron el período del 14 al 25 de marzo en Paipa (Colombia), donde les invitó el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura de Colombia a enseñar un curso sobre el manejo de pesquerías tropicales a científicos pesqueros colombianos. El curso se enfocó en métodos cuantitativos cuya aplicación es posibilitada por el uso de computadoras personales.

OFICINAS REGIONALES

La CIAT mantiene oficinas regionales en Manta (Ecuador); Mayaguez, Puerto Rico, (EE.UU); Ensenada y Mazatlán (México); Panamá (República de Panamá); y Cumaná (Venezuela). Los científicos y técnicos allí radicados obtienen estadísticas de los desembarcos, recopilan las bitácoras de los barcos atuneros para obtener datos de captura y esfuerzo, toman medidas y demás datos biológicos de los peces, y colaboran en la capacitación y embarque de los observadores que acompañan a los barcos que participan en el Programa Atún-Delfín de la CIAT. Este trabajo no sólo se lleva a cabo en los puertos arriba nombrados, sino que también se efectúa en otros puertos de Colombia, Costa Rica, Ecuador, México, Panamá, Perú, Puerto Rico, y Venezuela, visitados regularmente por el personal de las oficinas regionales.

La CIAT mantiene además un laboratorio en la República de Panamá, situado en la Bahía de Achotines, al oeste de Punta Mala en la Península de Azuero. Dicho laboratorio es usado principalmente para estudios de las primeras etapas del ciclo vital de los atunes. Estos estudios son muy importantes, ya que información sobre el ciclo vital de los atunes antes de su reclutamiento a la pesquería servirá para reducir la incertidumbre en las evaluaciones de la condición de los diversos stocks de

túnidos. La CIAT está ampliando las instalaciones del laboratorio para poder acomodar el proyecto conjunto, arriba descrito, de la Overseas Fishery Cooperation Foundation del Japón, el gobierno de la República de Panamá, y la CIAT. Una vez completadas las obras, se dispondrá de más espacio para investigadores de otras agencias, tales como la Dirección General de Recursos Marinos de Panamá y la Universidad de Panamá.

PUBLICACIONES

La publicación pronta y completa de los resultados de la investigación es uno de los elementos más importantes del programa científico de la CIAT. Por este medio los gobiernos miembros, la comunidad científica, y el público en general se mantienen informados de los resultados de las investigaciones realizadas por los científicos de la CIAT. La publicación de datos básicos, métodos de análisis, y las conclusiones resultantes permiten que otros investigadores evalúen y critiquen los estudios, lo que sirve para verificar la validez de los resultados logrados por el personal de la CIAT y despertar el interés de otros investigadores en su labor. Para fines de 1994 el personal de la CIAT había publicado 138 boletines, 43 informes anuales, 8 informes especiales, 8 informes de datos, 8 libros, y 428 capítulos, trabajos, y artículos en libros y revistas externas. En el Anexo 6 del presente informe se detallan las contribuciones del equipo de investigadores publicadas durante 1994.

LA PESQUERIA

ESTADISTICAS DE CAPTURAS Y DESEMBARCOS

El área de interés principal para el personal de la CIAT es el Océano Pacífico oriental (OPO), actualmente definido como la zona entre el litoral de las Américas y 150°W.

Los datos estadísticos obtenidos en las oficinas regionales de la Comisión son recopilados y procesados de forma continua. Se obtienen así estimaciones de estadísticas pesqueras de diversos grados de exactitud y precisión. Ya que se puede tardar un año o más en obtener cierta información definitiva, y ya que se ha ido actualizando los datos de años anteriores, las estadísticas anuales aquí presentadas son las más actuales, y reemplazan aquellas publicadas anteriormente. Los tonelajes de pescado capturado se expresan en toneladas cortas.

En la Tabla 1 se presentan estimaciones anuales de la captura de las distintas especies de atunes y otros peces desembarcados por la flota del OPO que pesca atunes con artes de superficie (ver sección siguiente). En las Tablas 20, 21, y 25 se detallan las capturas subsuperficiales (con palangre) en el OPO de atunes aleta amarilla (*Thunnus albacares*), patudo (*T. obesus*), y aleta azul (*T. thynnus*), respectivamente. Los datos de captura de aleta amarilla en el Área Regulatoria de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) y de barrilete (*Katsuwonus pelamis*) en el OPO son casi completos, salvo las cantidades mínimas capturadas por las pesquerías palangrera, deportiva, y artesanal. Los datos de captura del Océano Pacífico occidental y el Océano Atlántico señalados en la Tabla 1 no son estimaciones de la captura total en dichas zonas puesto que no incluyen datos de embarcaciones que no pescaron en el OPO durante el año en cuestión.

No se impusieron restricciones sobre la pesca del atún en el OPO entre 1979 y 1993, aunque la reglamentación de aquellos cercoeros que dirigen su esfuerzo hacia atunes asociados con delfines afectó probablemente el modo de operación de esos barcos, especialmente a fines de los años 80 y principios de los 90. Se están realizando actualmente estudios que permitirán cuantificar este efecto, pero no se dispone todavía de resultados útiles, y por lo tanto se comparan los datos de 1994 con aquellos de 1979–1993. Hacia mediados de 1982 comenzó un evento importante de El Niño que persistió hasta

fines de 1983; en ese período fueron bajas las tasas de captura en el OPO, lo cual llevó al traslado de varios barcos al Pacífico occidental y en un esfuerzo de pesca relativamente bajo durante 1984–1986.

En el ARCAA la captura anual media de aleta amarilla durante 1979–1993 fue 218,0 mil toneladas (rango: 90,4 a 294,6), y la estimación preliminar de la captura en 1994 es de unas 214,9 mil toneladas. Las cifras correspondientes para el área entre el límite del ARCAA y 150°W son 27,0 mil toneladas (rango: 13,5 a 51,8) y unas 23,8 mil toneladas. La captura estimada de la especie en el OPO en 1994, unas 238,8 mil toneladas, es bien inferior al valor máximo de 319,0 mil toneladas registrado en 1989, pero no significativamente diferente al promedio de 1979–1993 de 236,6 mil toneladas.

Durante 1979–1993 la captura media anual de barrilete en el OPO fue 92,6 mil toneladas (rango: 54,5 a 145,5). La estimación preliminar para 1994, unas 81,2 mil toneladas, es un 10% inferior a ese promedio.

El aleta amarilla y barrilete forman la mayor parte de la captura total del OPO, pero el patudo, aleta azul, albacora (*Thunnus alalunga*), barrilete negro (*Euthynnus lineatus*), bonito (*Sarda orientalis*), y otras especies contribuyen también. La captura total de estas otras especies en el OPO fue unas 42,6 mil toneladas en 1993, comparado con el promedio de 1979–1993 de 16,5 mil toneladas (rango: 8,2 a 32,7). Este nivel de captura sin precedente de estas otras especies se debió a una captura récord de unas 31,7 mil toneladas de patudo. Esta resultó del descubrimiento de que los patudos asociados con objetos flotantes, pero a bastante profundidad, pueden ser detectados con equipo de sonar y capturados con red de cerco. Muchos de estos objetos flotantes son artificiales, colocados en el agua por los pescadores para atraer peces.

En la Figura 2 se ilustra la distribución media anual de las capturas de aleta amarilla registradas en el OPO en 1979–1993, y en la Figura 3 una estimación preliminar para 1994. Las áreas de mayor captura varían de acuerdo con cambios en las condiciones de pesca durante el año. La captura de aleta amarilla en el primer trimestre de 1994 fue generalmente limitada a regiones dentro del ARCAA, la mayoría de ellas cerca de la costa y a lo largo de la Zona de Convergencia Intertropical. La pesca fue buena también en alta mar desde 10°S hasta 18°S entre 80°W y 90°W. Durante el segundo trimestre continuaron estas capturas costeras, con áreas de capturas altas entre 5°N y 23°N. El área de capturas elevadas evidente en el sur del Mar de Cortez durante el primer trimestre se extendió al norte durante el segundo trimestre. En ese trimestre aumentaron las capturas de altamar entre 5°N y 15°N desde 110°W hasta 125°W. Las capturas en el tercer trimestre estuvieron concentradas en tres regiones: (1) el área frente a Baja California entre 22°N y 27°N en la parte sur del Mar de Cortez, (2) el área frente al Ecuador y el norte de Perú y mar adentro hasta las Islas Galápagos, y (3) el área de altura entre 8°N y 14°N desde 115°W hasta 130°W. Durante el cuarto trimestre, la pesca continuó en la mayor parte del OPO, con áreas de capturas elevadas entre 3°S y 7°S alrededor de 80–85°W y 110–115°W. La pesca siguió buena cerca de la punta de Baja California, pero las capturas disminuyeron en la parte norte del Mar de Cortez.

En la Figura 4 se ilustra la distribución media anual de las capturas cerqueras de barrilete en el OPO durante 1979–1993, y en la Figura 5 una estimación preliminar para 1994. Durante el primer trimestre de 1994 las capturas de barrilete estuvieron distribuidas por toda la región entre 18°S y 5°S desde 80°W hasta 90°W. Hubo también una pequeña región de capturas elevadas cerca del Golfo de Guayaquil durante ese trimestre. La zona de mayor captura de barrilete se trasladó al norte, a la región del Golfo de Panamá, durante el segundo trimestre. A medida que avanzó el año, las capturas en el Golfo de Panamá disminuyeron, y se encontraron más espaciadas por el OPO.

En 1994 la mayoría del patudo fue capturado entre 5°N y 10°S desde 85°W hasta 110°W.

En la Tablas 2 y 3 se detallan las capturas en el OPO, clasificadas por bandera, y las descargas de pescado capturado en el OPO, clasificadas por país, correspondientes a 1993 y a estimaciones preliminares para 1994. La captura estimada de todas las especies en el OPO en 1994 fue unas 362,6 mil

toneladas. Barcos de México, Venezuela, Ecuador, y Vanuatu respondieron del 36, 16, 13, y 12%, respectivamente, de este total. Las descargas representan pescado descargado en un año civil, sin tener en cuenta el año de captura. El país de descarga es aquel en el cual el pescado fue descargado del barco pesquero o, en el caso de trasbordos, el que recibió el pescado trasbordado. Datos preliminares (Tabla 3) señalan que de las 369,9 mil toneladas descargadas en 1994, 130,7 mil (35%) fueron descargadas en México; le siguen Ecuador (106,1 mil toneladas; 29%), Colombia (45,9 mil toneladas; 12%), y Venezuela (34,3 mil toneladas; 9%). Es importante notar que cuando se disponga de información final los países a los que se asignan actualmente algunas descargas podrían cambiar debido a la exportación de pescado almacenado en procesadoras en otros países.

Los atunes son capturados con redes de cerco en tres tipos de cardúmenes: asociados con delfines, con objetos flotantes (tales como troncos de árboles), y no asociados con nada excepto otros peces. En la Tabla 4 se presentan datos del número de lances registrado de cada tipo, las capturas de atunes aleta amarilla, barrilete, y patudo, y las capturas totales de estas especies con red de cerco. Se puede ver que el número de lances sobre atunes asociados con objetos flotantes y no asociados fue máximo entre mediados de los años 70 y principios de los 80. Algunos grupos e individuos preocupados por el medio ambiente se oponen a la pesca de atunes asociados con delfines, pero pese a ésto, y a la decisión de la industria enlatadora de los Estados Unidos de no comprar atún capturado en viajes en los cuales se realizaron lances sobre atunes asociados con delfines, el número de lances de este tipo y las capturas resultantes han disminuido tan sólo moderadamente.

Los barcos atuneros que pescan en el OPO pescan de vez en cuando en otras zonas en el mismo año. En 1994, varios barcos que formaban parte de la flota del OPO pescaron también en el Pacífico occidental y/o en el Atlántico y Caribe. En 1979–1993 la captura mediana lograda por estos barcos en el Pacífico occidental fue unas 6,4 mil toneladas (rango: 0,1 a 83,6), y en el Atlántico y Caribe unas 8,4 mil toneladas (rango 0,5 a 17,3). Las capturas máximas realizadas en otras áreas por barcos de la flota atunera del OPO fueron logradas en 1983, año en el cual se registró la captura más baja en el OPO (180,4 mil toneladas) desde 1962 (177,7 mil toneladas). Las estimaciones preliminares indican que las capturas totales de 1994 en esas zonas por barcos de la flota atunera del OPO se cifraron en unas 11,0 mil toneladas en el Pacífico occidental y 7,7 mil toneladas en el Atlántico y Caribe.

Bajo las estipulaciones del Convenio que estableció la CIAT, el objetivo principal de las investigaciones del personal de la Comisión es vigilar la condición de los stocks de atunes y otras especies capturadas por la pesca atunera del OPO. Tomando en cuenta los desplazamientos extensos de los atunes, la movilidad de los barcos de las flotas atuneras de los distintos países, y el carácter internacional del comercio del atún, las estadísticas de captura y esfuerzo del OPO deben ser vistas a la luz de las estadísticas mundiales. En las Figuras 6 y 7 se presentan las estadísticas de las capturas mundiales de atunes y especies afines en 1993, el año más reciente para el cual se dispone de datos. En la Tabla 5 y la Figura 8 se presentan las estadísticas de las capturas de las principales especies comerciales de atunes en 1975–1993, por océano. Se obtuvieron estas estadísticas de registros anuales de estadísticas pesqueras publicadas por la Organización para el Alimento y la Agricultura de las Naciones Unidas.

LA FLOTA ATUNERA DEL PACÍFICO ORIENTAL

El personal de la CIAT mantiene registros del arte de pesca, bandera, y capacidad de acarreo de la mayoría de los barcos que pescan atunes aleta amarilla, barrilete, o aleta azul en el Océano Pacífico al este de 150°W (OPO). No se mantienen registros de los barcos palangreros de bandera de países de Lejano Oriente, ni de barcos de pesca deportiva ni embarcaciones pequeñas tales como canoas y lanchas. La flota del Pacífico oriental aquí descrita incluye barcos que pescaron aleta amarilla, barrilete, o aleta azul en el OPO durante el año entero o parte del mismo.

Se usan las estimaciones de capacidad del armador del barco o del astillero a menos de que los registros de descarga indiquen que sea apropiado revisarlas. Para los registros se clasifican los barcos de acuerdo a su capacidad de acarreo en las siguientes clases: Clase 1, menos de 51 toneladas cortas; Clase 2, 51–100 toneladas; Clase 3, 101–200 toneladas; Clase 4, 201–300 toneladas; Clase 5, 301–400 toneladas; y Clase 6, más de 400 toneladas. Con la excepción de los palangreros y las embarcaciones pequeñas misceláneas descritas en el párrafo anterior, se incluyen todos los barcos que pescaron en el OPO durante el año en las estimaciones anuales del tamaño de la flota de superficie.

Hasta aproximadamente 1960 predominaron en la pesca atunera en el OPO los barcos de carnada, que faenaban en las zonas costeras y cerca de islas de altamar. Hacia fines de los años 50 y a principios de los 60, la mayoría de los barcos de carnada grandes fueron convertidos en cerqueros, y para 1961 esta arte predominaba en la flota de superficie del OPO. Entre 1961 y 1991 el número de barcos de carnada se redujo de unos 95 a 20, nivel donde permanece todavía, y su capacidad disminuyó de unas 10,5 mil a unas 1,5 mil toneladas. En el mismo período el número de cerqueros aumentó de unos 125 a 150, y la capacidad de unas 30 mil a unas 112 mil toneladas. Tanto el número como la capacidad alcanzaron un máximo en 1978–1981, cuando el número de barcos osciló entre 248 y 268, y la capacidad entre 181 y 185 mil toneladas (Tabla 6).

La construcción de nuevos cerqueros de mayor tamaño, comenzada a mediados de los años 60, resultó en un aumento en la capacidad de la flota de 46,3 mil toneladas en 1966 a 184,6 mil en 1976. Entre 1977 y 1981 la capacidad permaneció bastante estable, aumentando en tan sólo unas 2,9 mil toneladas. Continuó la construcción de barcos nuevos durante este período, pero la capacidad adicional se vió compensada por pérdidas ocasionadas por barcos hundidos o que abandonaron la pesquería. En 1982 ocurrió una reducción de 17,5 mil toneladas en la capacidad total, debido al retiro de barcos o a su traslado a otras zonas de pesca, principalmente el Pacífico occidental. Esta tendencia continuó en 1983 a medida que disminuyeron las tasas de captura en el OPO, principalmente a raíz de las condiciones oceánicas anómalas de 1982–1983. En 1983 la capacidad se redujo en 26,3 mil toneladas, y en 1984 en 26,8 mil toneladas más; en aquel año alcanzó el nivel más bajo desde 1971, unas 117,6 mil toneladas. No obstante, en 1985 aumentó a unas 132,2 mil toneladas, debido principalmente al regreso de barcos del Pacífico occidental, pero en 1986 volvió a reducirse ligeramente a unas 126,1 mil toneladas. Durante 1987 ingresaron a la flota varios barcos nuevos, y otros regresaron del Pacífico occidental al OPO a pescar, lo cual resultó en un aumento en la capacidad a unas 145,7 mil toneladas. Esta tendencia continuó en 1988, resultando en una capacidad total de 151,5 mil toneladas, la mayor observada desde 1982. En 1989 disminuyó a unas 136,6 mil toneladas, y en 1990 permaneció aproximadamente igual, en 137,6 mil toneladas, pero esta capacidad no estuvo presente en el OPO durante el año entero. En la primavera de 1990 la industria enlatadora de los Estados Unidos decidió no comprar más atún capturado en viajes en los cuales se realizaron lances sobre atunes asociados con delfines. Esto llevó a que muchas de las embarcaciones de bandera de Estados Unidos que pescaban en el OPO abandonaran el área y se fueran a pescar en el Atlántico o el Pacífico occidental. Las enlatadoras han continuado esta política, resultando en una mayor reducción en el número de barcos estadounidenses pescando en el OPO, y una disminución consecuente en la flota del OPO de 111,7 mil y 113,3 mil toneladas en 1992 y 1993, respectivamente. Con la mayor participación de barcos de otras naciones en la pesquería, la capacidad aumentó ligeramente en 1994, a unas 116,1 mil toneladas.

En la Tabla 7 se presentan los datos finales de 1993 y preliminares de 1994 del número y capacidad de acarreo de barcos de arte de superficie de la flota atunera del OPO. Predominaron barcos de bandera mexicana y venezolana, que juntos respondieron del 60% de la capacidad total de la flota. Desde 1987 la flota más grande ha sido la mexicana, con un 40% de la capacidad total en 1993 y 1994,

mientras que la venezolana formó el 20% del total en ese período. En 1990 la flota de los Estados Unidos incluía 29 cerqueros grandes, con una capacidad total de unas 30,1 mil toneladas, pero tras la adopción de la política "sin delfines" disminuyó a 13 barcos en 1991 y 8 en 1992, donde permaneció en 1993. Para fines de 1994 faenaban en el OPO solamente seis cerqueros grandes estadounidenses, con una capacidad total de unas 7,2 mil toneladas. La decisión de las enlatadoras estadounidenses no ha afectado significativamente el tamaño de las demás flotas nacionales faenando en el OPO, y en los últimos años el número de lances sobre delfines y la cantidad de pescado capturado de esta forma se han reducido moderadamente (Tabla 4).

La mayoría de la capacidad total de la flota atunera del OPO consiste de embarcaciones cerqueras de más de 400 toneladas de capacidad de acarreo; este tipo de barco respondió del 90% de la capacidad total faenando en el OPO en 1994.

En la Figura 9 se presentan los valores medios, mínimos, y máximos mensuales del tonelaje de capacidad en el mar (CEM) en el OPO durante 1979–1993, junto con aquellos de 1994. Los valores mensuales son los promedios de los valores de las estimaciones de la CEM publicadas en el informe semanal preparado por el personal de la CIAT. Se escogieron los valores de 1979–1993 para comparar con los de 1994 porque los años anteriores, en los cuales regían reglamentaciones, muestran distribuciones temporales del esfuerzo algo diferentes, a raíz de la restricción de la pesca del aleta amarilla en el Área de Regulación de la Comisión para el Aleta Amrilla (ARCAA; Figura 2). En general, al igual que en 1993, los valores de la CEM en 1994 son significativamente inferiores a los valores medios de 1979–1993, fenómeno atribuido a la reducción en el número de barcos estadounidenses participando en la pesquería que resulta de la situación arriba comentada.

Durante el período de 1979–1993 un promedio del 51% de la capacidad de la flota de superficie estuvo en el mar cada mes; en 1994 el promedio fue de 55%. Por lo tanto, mientras la capacidad total de la flota en 1994 se aproximaba al mínimo histórico desde la introducción de los grandes barcos cerqueros, el esfuerzo de pesca realizado por la flota, en términos de la proporción de la CEM de la flota, fue significativamente mayor al promedio observado en los quince años anteriores. Los valores extremos de la CEM media mensual fueron el 38% observado en 1983–1984, durante y después del Niño de 1982–1983, y el 61% observado en 1989.

CUOTAS DE ALETA AMARILLA

El Director y el personal de la CIAT tienen la responsabilidad de realizar estudios de la biología de los atunes y especies afines que viven en el Océano Pacífico oriental y del efecto de la pesca sobre ellos, y de recomendar medidas de conservación apropiadas cuando sea necesario para permitir mantener los stocks de peces a niveles que permitan las capturas máximas sostenibles. Se recomendó una cuota de captura para el aleta amarilla en el ARCAA por primera vez en 1962, pero los gobiernos miembros no se pusieron de acuerdo sobre una cuota hasta 1966. Se fijó una cuota cada año entre 1966 y 1986 y entre 1988 y 1993 (Tabla 20); no se recomendó una cuota para 1987 porque la abundancia de aleta amarilla parecía estar al nivel más alto de años recientes, debido principalmente al reclutamiento excepcionalmente elevado de 1984 y 1985.

La Comisión celebró su 53^a reunión en Cumaná (Venezuela) del 7 al 9 de junio de 1994. El personal de la Comisión recomendó una cuota para ese año de 250.000 toneladas cortas de aleta amarilla del ARCAA, con la opción de aumentar este tope por hasta cuatro incrementos de 25.000 toneladas cada uno (página 191). Esta cuota fue también aprobada.

LA INVESTIGACION

PROGRAMA ATUN-PICUDO

Tendencias anuales en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

La captura por día de pesca (CPDP) y la captura por día estandarizado de pesca (CPEDP) son usados por el personal de la CIAT como índices de abundancia aparente y como medidas generales del éxito de la pesca. Se obtienen los datos de los registros de bitácora de la mayoría de las embarcaciones que pescan atún en el Océano Pacífico oriental (OPO). Aquellos datos que no satisfacen ciertos criterios de composición por especies y precisión son descartados antes de realizar los cálculos. Durante los años 50, cuando predominaban los barcos de carnada, se estandarizaban los datos de captura y de CPDP de barcos de carnada de distintas clases de arqueo para calcular la CPDEP de barcos de carnada de la Clase 4 (de capacidad de 201–300 toneladas cortas de atún congelado). Luego, cuando la mayoría de las embarcaciones había sido convertida a red de cerco, se estandarizaron los datos de captura y CPDP de los barcos cerqueros para calcular la CPDEP de cerqueros de la Clase 3 (de 101 a 200 toneladas de capacidad). Los próximos pasos, conformes al reemplazo de barcos pequeños con embarcaciones más grandes, fueron el cálculo de la CPDEP de cerqueros de la Clase 6 (de más de 400 toneladas de capacidad) y finalmente la CPDP de cerqueros de la Clase 6, omitiendo los datos correspondientes a barcos más pequeños. La CPDP y la CPDEP pueden verse afectadas por ciertos factores, tales como cambios temporales y geográficos en la estrategia pesquera, la distribución del esfuerzo, y la vulnerabilidad de los peces a la captura. Se han estimado y se han hecho ajustes por algunos de estos cambios; con otros, por ejemplo aquellos provocados por condiciones ambientales, se supone que a la larga se compensan por sí mismos.

En el recuadro superior de la Figura 10 se presentan datos de CPUE correspondientes al período de 1959–1994 para el aleta amarilla y barrilete combinados. Los datos de 1968–1994 son datos de CPDP de barcos cerqueros de la Clase 6; los de 1959–1967 son datos de CPDEP de barcos de carnada de la Clase 4, multiplicados por 2,82 para compensar por el hecho de que los cerqueros de la Clase 6 son unas 2,82 veces más eficaces que los barcos de carnada de la Clase 4. Se calculó este factor de ajuste de 2,82 a partir de datos de CPDP de aleta amarilla y barrilete combinados correspondientes a cerqueros de la Clase 6 y barcos de carnada de la Clase 4 que pescaron en los mismos estratos de área-tiempo entre 1965 y 1974, período en el cual había una cantidad suficiente de ambos tipos de barco en la pesquería. Puesto que los datos del período de 1968–1994 son datos de CPDP de barcos de la Clase 6 y aquellos de 1959–1967 fueron ajustados al equivalente de esa CPDP, de ahora en adelante serán denominados datos de CPDP.

Para estimar el esfuerzo total en días cerqueros de embarcaciones de la Clase 6 se dividieron las capturas totales en cada año de aleta amarilla y barrilete combinados al este de 150°W por la CPDP de ambas especies en viajes no reglamentados. Estas estimaciones del esfuerzo total fueron divididas en las capturas totales de aleta amarilla y de barrilete para obtener la CPDP de cada especie por separado. Se presentan éstas en los recuadros medio e inferior de la Figura 10.

Aleta amarilla

El valor preliminar de la CPDP en 1994, 12,4 toneladas/día, cae dentro del rango de las CPDP del período de 1985–1993 (12,3 a 16,0 toneladas/día). Durante 1959–1972 la CPDP osciló entre 9,9 y 14,4 toneladas/día, con mínimas en 1959, 1962, 1966, y 1971 y máximas en 1960, 1968, y 1969. A partir de 1973 la CPDP comenzó a disminuir, alcanzando una mínima de 4,9 toneladas en 1982. Desde entonces se ha recuperado de forma notable. Sin embargo, la pesquería ha cambiado considerablemente desde los años 60, por lo que se debe proceder con cautela al comparar datos de años anteriores con los de años más recientes. El problema principal resulta de que la pesquería con carnada faena relativamente cerca de la

costa y casi exclusivamente al norte de 15°N, mientras que la cerquera faena también lejos de la costa y al sur hasta 20°S. Los valores de la Figura 10 son algo diferentes de aquellos de la Tabla 20 porque provienen de datos de capturas totales de aleta amarilla y barrilete por la pesquería de superficie, con el método arriba explicado, mientras que aquellos en la tabla resultan de la división de la captura de aleta amarilla registrada por embarcaciones cerqueras por el esfuerzo registrado por las mismas.

Barrilete

Durante el período de 1959–1968 la CPDP media de barrilete fue unas 10,0 toneladas/día, con una máxima de 16,2 toneladas en 1967 y una mínima de 5,5 toneladas en 1960 (Figura 10). Hacia fines de la década de los 60 muchos cerqueros pequeños fueron reemplazados por otros más grandes, para los cuales era más rentable pescar en zonas de mayor abundancia de aleta amarilla y menor abundancia de barrilete, produciéndose así valores más bajos de CPDP de barrilete. Durante el período de 1969–1994 la CPDP media fue de unas 4 toneladas/día, con una máxima de 7,7 toneladas en 1971 y mínimas de 2,4 toneladas en 1972 y 1973. Al igual que en el caso del aleta amarilla, se debe proceder con cautela al comparar datos de años anteriores y recientes. Además del sesgo probable causado por la concentración del esfuerzo más hacia el aleta amarilla y menos hacia el barrilete en los últimos años, existe el problema causado por el alcance limitado de la pesquería con carnada, arriba mencionado.

Aleta azul

En el Informe Anual de la CIAT de 1992, páginas 231–233, se comentaron varios índices de abundancia del aleta azul, y se concluyó que los mejores son el “índice del hábitat” y el “índice de barcos que pescan aleta azul.” En las Figuras 11 y 12 se ilustran datos sobre las capturas y sobre el esfuerzo y las CPUE calculadas con los métodos de estos dos índices. Aunque la captura en 1992 fue menos de 2 mil toneladas, las CPUE obtenidas con ambos métodos fueron bien superiores al promedio. Las CPUE obtenidas con el primer método para 1993 y 1994, 0,51 y 0,49 toneladas/día, respectivamente, fueron considerablemente inferiores a las de todos los años excepto 1981, 1983, y 1984. No se dispone todavía de las estimaciones de la CPUE del segundo método para 1993 y 1994 debido a que se necesitan datos de años subsecuentes a los años en cuestión para calcularlas, tal como se explica en la página 270. Los datos parecen indicar que tanto la disponibilidad reducida como el esfuerzo de pesca reducido contribuyeron a la reducción en las capturas de aletas azules en el OPO durante los años 80 y principios de los 90.

Captura por tonelada de capacidad de acarreo

La captura por tonelada de capacidad de acarreo (CPTCA) de la flota atunera del Océano Pacífico oriental (OPO) proporciona un índice de las tendencias en el ingreso anual bruto relativo correspondiente a las distintas clases de arqueo. A fin de lograr más detalle en este índice de lo que proporcionan las seis clases de arqueo usadas tradicionalmente por la Comisión para clasificar los barcos, se identificaron las clases de arqueo siguientes: 1) <301 toneladas; 2) 301–400 toneladas; 3) 401–600 toneladas; 4) 601–800 toneladas; 5) 801–1000 toneladas; 6) 1001–1200 toneladas; 7) 1201–1400 toneladas; y 8) >1400 toneladas.

En la Tabla 8 se presentan las estimaciones de la CPTCA en 1984–1994 correspondientes al OPO y a todas las áreas oceánicas de pesca en las cuales barcos de la flota atunera del OPO capturaron pescado, por clase de arqueo, área, y especie. La CPTCA de los barcos mayores consiste principalmente de aleta amarilla y barrilete, mientras que otras especies, entre ellas otros atunes y peces nisceláneos, forman una parte importante de la CPTCA de los barcos más pequeños en muchos años. En años anteriores, y en aquellos años cuando la mayoría de la flota del OPO ejerce la mayoría de su esfuerzo de pesca dentro del OPO, las CPTCA del OPO y de todas las áreas oceánicas de pesca son casi iguales. Durante el período de 1984–1993, el promedio de la CPTCA de todos los barcos y todas las especies en el

OPO fue 2,8 toneladas de pescado por tonelada de capacidad de acarreo (rango: 2,1 a 3,2); para el aleta amarilla, el promedio fue 2,1 toneladas (rango: 1,4 a 2,4), y para el barrilete, 0,6 toneladas (rango: 0,4 a 0,8). Las estimaciones preliminares para 1994 son 3,1, 2,0, y 0,7 toneladas para todas las especies, aleta amarilla, y barrilete, respectivamente.

Estandarización de las tasas de captura de aleta amarilla

En el Boletín de la CIAT, Vol. 19, Nº 3 se describe una alternativa a la captura por día de pesca (CPDP) como índice de la abundancia anual relativa del aleta amarilla. Con el índice alternativo se define cada observación de la tasa de captura como el tonelaje capturado en un lance dividido por las horas de búsqueda desde el lance anterior. Para estimar la abundancia media para el año entero y el Océano Pacífico oriental se ponderan los datos de tal forma que cada cuadrángulo de 5°-mes recibe una ponderación proporcional al área superficial de océano que contiene y cada hora de búsqueda recibe igual ponderación dentro de un cuadrángulo de 5°-mes. Se utiliza entonces un modelo lineal general para estimar la variación anual en las tasas de captura independientes de las tendencias en la eficacia del barco, las condiciones ambientales, y el modo de pesca.

Existen datos sobre muchos factores que pudieran posiblemente influir sobre las tasas de captura de aleta amarilla. Se investigaron los factores siguientes, utilizando datos de 1970–1985: la capacidad y velocidad del barco, si el barco llevaba helicóptero, si llevaba equipo sonar, la longitud y profundidad de la red, el capitán, la temperatura de la superficie del mar, la velocidad y dirección del viento, el lugar y hora de la pesca, el tipo de lance (sobre peces en cardúmenes no asociados, asociados con delfines, o asociados con objetos flotantes), y si se capturó también barrilete. Una vez eliminados aquellos factores que no ejercían un efecto importante, el modelo incluía los efectos de año, velocidad del barco, clasificación de la búsqueda, temporada-área, y la interacción entre clasificación de búsqueda y temporada-área. Se basa la clasificación de búsqueda (Tabla 9) en tipo de lance y también en si se capturó barrilete. En la Figura 13 se describe temporada-área. Los efectos de año son las diferencias anuales en las tasas de captura no atribuibles a las demás variables en el modelo. Sirven de índices de abundancia estandarizados por las demás variables.

Tal como se muestra en la Figura 14, la tendencia de los índices es al mismo tiempo diferente y similar a la tendencia de la CPDP. Los índices del modelo lineal no exhiben las grandes fluctuaciones de 1970–1974 señaladas por la CPDP; sin embargo, ambos indican una reducción precipitada en 1975 y una recuperación marcada en 1976. La reducción en 1976–1982 y el aumento de 1983–1986 son más paulatinos en los índices del modelo lineal. Además, la estimación de la disminución en la abundancia durante 1992–1994 es menos severa con el modelo lineal que con la CPCP bruta; sin embargo, los datos de 1994 son incompletos porque no se disponía de algunos de los datos del año, especialmente hacia el fin del mismo, en el momento de realizar este análisis. Parece que cuando la flota cambia de lances sobre delfines a lances sobre objetos flotantes, tal como hizo en 1974–1982, la CPDP no estandarizada ni ponderada arroja una estimación más baja de la abundancia del aleta amarilla que el modelo lineal ponderado y estandarizado, y cuando vuelve a cambiar a lances sobre delfines, tal como ocurrió durante 1985–1992, la CPDP produce una estimación más elevada.

Estudios de la pesquería palangrera

Aunque la mayoría de las capturas de atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) son realizadas con artes de superficie, varias pesquerías palangreras están capturando cantidades cada vez mayores. Una porción significativa de las capturas de esta pesquería consiste de peces picudos, a diferencia de las pesquerías atuneras comerciales de superficie.

Barcos palangreros japoneses comenzaron a pescar en el OPO a mediados de los años 50. Desde 1963, científicos japoneses han realizado visitas prolongadas a las oficinas principales de la CIAT en La

Jolla, donde analizan datos de la pesquería palangrera japonesa en el OPO con científicos de la CIAT. Los resultados, correspondientes al período de 1956 a 1987, han sido publicados en la serie de Boletines de la CIAT y en otras revistas científicas. Se espera que un nuevo científico japonés visitará La Jolla en 1995 para realizar estudios similares para los años subsiguientes a 1987. Barcos palangreros de la República de China y la República de Corea también pescan en el OPO, pero en grado mucho menor que los barcos japoneses. Los barcos chinos dirigen su esfuerzo principalmente hacia la albacora, especie de aguas templadas que es rara vez capturada por barcos cerqueros que dirigen la mayoría o todo su esfuerzo hacia atunes tropicales.

A principios de la década de los 80 empezó a pescar en el OPO una empresa conjunta con barcos japoneses y coreanos, tripulados parcialmente por pescadores mexicanos. La empresa cesó de operar en 1989. Técnicos de la CIAT radicados en Ensenada (Méjico) reunieron datos de captura, esfuerzo, captura por unidad de esfuerzo, y frecuencia de talla de esta pesquería, y se incorporó esta información a las varias bases de datos de la CIAT.

Recientemente se ha despertado de nuevo el interés en la pesca con palangre en el OPO. Unos pocos barcos palangreros pequeños habían pescado cerca de Hawaii desde hacía muchos años, pero últimamente esa flota se ha incrementado a unos 160 barcos, y algunos de ellos pescan al menos parte del tiempo en el OPO. A fines de 1992 comenzó a pescar en el OPO una flota de unos 15 a 20 barcos palangreros basados en Ventura (California); además, hay ahora flotas palangreras operando desde puertos de Costa Rica y Ecuador, y se ha expresado interés en establecer pesquerías palangreras en otras naciones con litorales en el OPO.

Con la importancia incrementada de esta pesquería, en Latinoamérica y en los Estados Unidos, es menester que la CIAT establezca normas básicas para la toma de datos sobre el esfuerzo de pesca y las capturas para asegurar que cumpla sus responsabilidades de investigación y recomendaciones para la administración de las pesquerías en el OPO, y que los datos reunidos en el OPO sean consistentes con aquellos de otras regiones del mundo. Estos datos son esenciales para la evaluación de los distintos stocks de atunes y peces picudos, así como para el análisis de los efectos de la pesquería sobre las especies capturadas incidentalmente. Con este propósito, el personal de la CIAT ha estado actualizando el formato de los cuadernos de bitácora recomendados originalmente en 1987 por la Segunda Consulta *Ad Hoc Sobre Datos Atuneros Mundiales* convocada por la Organización para el Alimento y la Agricultura de las Naciones Unidas, a fin de reflejar cambios en el diseño y uso de las artes de pesca en preparación para distribuir los cuadernos a los barcos de bandera de Estados Unidos participando en las pesquerías del OPO, y en anticipación de actualizar los cuadernos de bitácora actualmente en uso en barcos latinoamericanos. El personal de la CIAT está también colaborando con representantes de otras entidades en el diseño de los cuadernos y de las bases de datos para las flotas palangreras del mundo. Finalmente, el programa de cuadernos de bitácora será complementado por un programa de observadores científicos, iniciado de modo experimental en 1994.

Como parte de estos preparativos, miembros del personal de la CIAT acompañaron a dos barcos, el *Miss Kayla* y el *Friendship II*, ambos basados en California, en viajes realizados del 13 al 30 de mayo y del 16 de septiembre al 3 de octubre de 1994, respectivamente, y reunieron datos detallados sobre las faenas de pesca y las capturas (inclusive los desechos). Se usó la información para hacer repasos finales de los formularios de la CIAT de toma de datos, inclusive los cuadernos de bitácora de los barcos y las planillas en las cuales los observadores registran sus datos.

Composición de talla de la captura

Las muestras de frecuencia de talla son la fuente básica de los datos usados para estimar la composición por talla y edad de las distintas especies de peces en las descargas. Esta información es necesaria para obtener estimaciones de las poblaciones estructuradas por edad, usadas para varios

propósitos, entre ellos el modelado de las poblaciones con estructura de edades. Los resultados de dicho modelado pueden ser usados para estimar el reclutamiento, que puede ser comparado con la biomasa reproductora y las condiciones oceanográficas. Además, las estimaciones de mortalidad obtenidas a partir del modelado pueden ser usadas, en conjunto con las estimaciones del crecimiento, para el modelado del rendimiento por recluta. Los resultados de estudios de este tipo han sido descritos en diversos Boletines de la CIAT y en todos los Informes Anuales desde 1954.

Las muestras de frecuencia de talla de aleta amarilla, barrilete, patudo, aleta azul, y barrilete negro capturados por barcos cerqueros y de carnada en el Océano Pacífico oriental (OPO) son tomadas por el personal de la CIAT en puertos de desembarco en Ecuador, los Estados Unidos (California y Puerto Rico), México, Panamá, y Venezuela. El muestreo de las capturas de aleta amarilla y barrilete fue iniciado en 1954, y continúa actualmente.

De la captura de 1994 se tomaron y procesaron 586 muestras de aleta amarilla, 267 de barrilete, 102 de patudo, 12 de aleta azul del norte, y 1 de barrilete negro. La mayoría de estas muestras fueron de 50 peces cada una. Se estratifican las muestras de frecuencia de talla de todas estas especies excepto el barrilete negro por área de medición (Figura 15), meses, y arte de pesca. Se divide el muestreo de cada estrato en dos etapas: en la primera, se toman muestras de una "unidad" del barco (generalmente una o dos bodegas), y en la segunda se muestrean peces individuales. Se muestrean al azar las unidades dentro de cada estrato, y se miden individualmente peces seleccionados al azar de cada unidad muestreada. Para estimar el número total de peces de cada grupo de talla en la unidad muestreada se divide el peso total de la captura en la unidad por el peso promedio de los peces muestreados en la unidad; a continuación se multiplica este cociente por la fracción de peces muestreados en ese grupo de talla. Se obtienen los totales de cada estrato, expresados en número de peces, para cada grupo de talla sumando los totales de cada unidad muestreada y multiplicando el resultado por la razón del peso de la captura total (estimada a partir de la captura registrada) en ese estrato a la suma del peso de las unidades muestreadas. Los totales mensuales, trimestrales, o anuales se obtienen sumando los datos de todos los estratos muestreados correspondientes al período en cuestión. Se obtiene el peso promedio mensual, trimestral, o anual dividiendo la suma de los pesos de los peces por la suma de los números de peces; las sumas comprenden todas las tallas y todos los estratos muestreados. Se describen estos procedimientos más detalladamente en el Boletín de la CIAT, Vol. 20, N° 6.

La Figura 16 consiste de histogramas del tonelaje estimado de aleta amarilla capturado en 1994 en las áreas de medición del ARCAA (todas las áreas excepto las 10 y 11 en la Figura 15). En la figura, las áreas se presentan en un orden aproximado de norte (arriba) a sur (abajo). Las distribuciones varían considerablemente de área a área. En las Areas 1, 8, 6, y 13, más del 50% de la captura, en peso, consistió de peces de talla inferior a los 100 cm. En las otras áreas ocurrió lo contrario. Los pesos promedio fueron de 6,3 kg (13,9 libras) en el Area 1 a 25,9 kg (57,1 libras) en el Area 2.

En la Figura 17 se presentan histogramas del tonelaje estimado de aleta amarilla capturado en el ARCAA durante cada año del período de 1989–1994. En 1994 el peso promedio de aletas amarillas capturados en el ARCAA fue 10,7 kg (23,6 libras), el valor más bajo de la serie de seis años, pero muy similar al valor de 1990, 10,8 kg (23,7 libras), y solamente 0,7 kg (1,6 libras) inferior al promedio de los valores de 1989–1993. En 1994 el 48,6% de la captura, en peso, consistió de peces de menos de 100 cm de talla. Durante el período de 1989–1993 este porcentaje varió de 41,6 en 1993 a 52,6 en 1991.

La Figura 18 consiste de histogramas del tonelaje estimado de aleta amarilla capturado en la zona entre el límite del ARCAA y 150°W (las áreas 10 y 11 en la Figura 15) en cada año del período de 1989–1994. La moda mayor de la distribución de 1994 está situada entre los 130 y 140 cm, en aproximadamente el mismo lugar que las modas mayores de las distribuciones de 1989–1991. El peso promedio de 1994, 20,4 kg (44,9 libras), cae dentro del rango de valores de 1989–1993. En 1994 el 29,1% de la

captura, en peso, consistió de peces de menos de 100 cm de talla. Durante el período de 1989–1993 este porcentaje varió de 12,9 en 1989 a 26,4 en 1992.

En la Figura 19 se presentan histogramas del tonelaje estimado de barrilete capturado en las áreas de medición en el OPO durante 1994. A raíz de las bajas capturas en las cuatro áreas más norteñas (1, 2, 4, y 8), se combinaron los datos de esas áreas. Se lograron las mayores capturas en las Areas 6, 7, y 13, de las que provino casi el 88% de la captura total. Las tres áreas presentan modas prominentes entre los 40 y 50 cm, pero la mayor para el Área 7 ocurre entre los 65 y 70 cm.

La Figura 20 consiste de histogramas del tonelaje estimado de barrilete capturado en el OPO entero en cada año del período de 1989–1994. En 1994 el peso promedio de barriletes capturados en el OPO fue 2,8 kg (6,1 libras), valor 0,4 kg (0,8 libras) inferior al promedio de 1989–1993 pero dentro del rango de estos valores.

La captura de superficie de patudo es incidental a la de aleta amarilla y barrilete, y las capturas anuales (Tabla 1) y la cantidad de muestras de frecuencia de talla son muy inferiores a las de esas dos especies. En 1994 la captura de patudo fue aproximadamente 31 mil toneladas, la mayor jamás lograda por la pesquería de superficie del OPO, rebasando el récord anterior de 17 mil toneladas en 1980. Sin embargo, fue muy inferior a las capturas de aleta amarilla y barrilete en 1994, unas 240 mil y 80 mil toneladas, respectivamente. En la Figura 21 se presentan histogramas del tonelaje estimado de patudo capturado en cada año del período de 1989–1994. Los peces fueron mucho más pequeños en 1994 que en los años anteriores.

El aleta azul del norte es capturado con artes de superficie frente a California y Baja California entre 23°N y 35°N, aproximadamente, principalmente entre mayo y octubre. En 1994 fue capturado entre 28°N y 33°N, la mayoría en julio y agosto. Se presentan en la Figura 22 histogramas del tonelaje estimado de aleta azul capturado en cada año del período de 1989–1994. En 1994, al igual que en 1993, pero a diferencia de años anteriores, la mayoría de las muestras de frecuencia de talla provino de la pesca deportiva. Es por lo tanto posible que las distribuciones de tallas de 1993 y 1994 no sean directamente comparables con aquellas de años previos.

La captura de barriletes negros es incidental a aquella del aleta amarilla, barrilete, y patudo. La demanda de la especie ha disminuido mucho en los últimos años, y casi toda la captura es desechada en el mar. En 1994 se obtuvo solamente una muestra de frecuencia de talla de barrilete negro.

Estudios de simulación en computadora

La distribución espacial del atún aleta amarilla está sujeta a cambios rápidos. Puntos de pesca extraordinariamente buena pueden aparecer repentinamente y desaparecer con la misma rapidez. Encontrar y aprovechar estas concentraciones locales efimeras supone un reto mayor para los pescadores, y es posible que sea un determinante primordial de su éxito. Distinguir entre cambios en la abundancia y cambios en las distribuciones relativas de los peces y pescadores representa un reto similar para los científicos.

En el Informe Anual de la CIAT de 1993 se explicó cómo se calcularon las estimaciones mensuales de la abundancia de cada cohorte de aleta amarilla para cada área de 2,5° de latitud por 2,5° de longitud a partir de datos de tasas de captura. En 1994 se desarrolló un método para describir el desplazamiento de los peces a partir de estimaciones consecutivas de las distribuciones aparentes para cada cohorte. Con una estimación de la distribución inicial de la abundancia, el modelo de desplazamiento permitía ajustar las distribuciones en los intervalos de tiempo subsiguientes, con ciertas restricciones.

Los experimentos de marcado han demostrado que los aletas amarillas son capaces de cubrir grandes distancias, y que a veces se desplazan muy poco. Generalmente, los individuos marcados no parecen seguir ningún rumbo consistente excepto cuando se les libera cerca de los límites de su

distribución. Se puede caracterizar su desplazamiento como dispersión variable, y la tasa de dispersión varía en tiempo y espacio.

En el modelo se usaron períodos de la quinta parte de un mes, designados en lo siguiente "semanas." Estimaciones de las distribuciones al principio y fin de la semana de en medio de cada mes fueron interpoladas a partir de las estimaciones de abundancia al principio y fin del mes, y de las capturas durante ese mes. A continuación se estimó el coeficiente de difusión de cada área de $2,5^{\circ}$ de lado para cada semana. Aplicar estos coeficientes de difusión, y reducir la población de acuerdo a las estimaciones de la mortalidad semanal natural y por pesca cinco veces, arrojó una estimación de abundancia que pudo ser comparada con aquella correspondiente al principio del mes siguiente. Se llegó a una estimación ajustada de la distribución de abundancia al principio del mes siguiente tomando el promedio ponderado de este cálculo y la estimación calculada a partir de los datos de tasas de captura.

Tras estimar los coeficientes de difusión, fue posible considerar las interacciones entre la abundancia y distribución de los peces y el comportamiento de los pescadores. En el modelo utilizado, el esfuerzo de pesca tuvo una cierta distribución inicial entre áreas, modalidades de pesca, flotas nacionales, y clases de arqueo de los barcos. A partir de estas condiciones iniciales, se permitió al esfuerzo cambiar en sentido espacial y, en principio, entre modalidades de pesca, siguiendo un conjunto de reglas que establecían una relación entre la situación local en la pesquería y las tasas de flujo del esfuerzo. El esfuerzo total mensual de una flota y clase de arqueo de barco permanecieron constantes e iguales a los niveles observados para el mes, es decir, cambios que podrían ser inducidos en el esfuerzo total no fueron incluidos en el modelo.

Se fijó la resolución temporal del modelo de distribución de esfuerzo en un día. En un día, el esfuerzo modelado de una celda podía trasladarse solamente a las ocho celdas que la rodean o permanecer en la celda original. Esto equivale a suponer que los barcos no eran capaces de desplazarse más que unas 150 millas en un día, lo cual corresponde, en promedio, al desplazamiento máximo diario de los barcos. La regla que rige la redistribución del esfuerzo se basaba en lo que se supuso ser la única información disponible a los pescadores, el éxito de pesca relativo en el área durante la semana previa.

Al fin de un día, la cantidad de esfuerzo ejercido en una celda dada fue redistribuida en el área local (definida como la celda original y sus ocho celdas vecinas) en proporción a las tasas de captura reales (en las mismas flotas y clases de arqueo de barco) durante la semana previa. Esto implica que los barcos poseían información casi perfecta sobre las condiciones en el área local y ninguna acerca de otras áreas. Además, se supuso que los barcos actualizaban la información a su disposición solamente una vez por semana, y que la información permanecía actual hasta que dispusieran de la nueva (es decir, los barcos reaccionaban de la misma forma a la misma información durante toda la semana). Se supuso ser insignificante el costo de desplazarse dentro del área local, es decir, no costaba más trasladarse a una celda adyacente que quedarse en la celda original.

El modelo señala lo que ocurriría en situaciones sin pesca de atunes asociados con delfines, sin pesca de atunes asociados con objetos flotantes, o sin pesca de atunes asociados con delfines ni objetos flotantes. Se estratificaron los efectos en 12 categorías de barco (4 flotas y 3 clases de acarreo). La capturabilidad por edad específica de peces asociados con delfines, con objetos flotantes, y no asociados fue calculada para cada área de $2,5^{\circ}$ de lado dividiendo la captura en cuestión por el producto de la estimación de abundancia y el número de días de esfuerzo. Se modeló también el barrilete. El modelo para esa especie fue muy sencillo: se supuso que la abundancia era independiente del esfuerzo de pesca y las capturas inmediatamente anteriores a los períodos en cuestión, puesto que las tasas de captura de barrilete no están correlacionadas generalmente con ese esfuerzo de pesca ni esas capturas. La tasa de captura mensual media correspondiente a cada modalidad de pesca fue calculada para cada estrato de área-mes, y se usaron esos valores excepto cuando superaban el promedio general. La razón por esta limitación es que era probable que ocurriesen de vez en cuando por casualidad tasas de cap-

tura muy elevadas con poco esfuerzo, y era poco probable que se mantuvieran esas tasas si se dirigiera un esfuerzo mayor hacia esos estratos. Se divide el período estudiado en dos segmentos, 1980–1983, en el cual se dirigió un esfuerzo considerable hacia atunes asociados con objetos flotantes, y 1984–1986, cuando ese tipo de esfuerzo fue bajo.

En la Tabla 10 se resumen los resultados. No se identifican las categorías en la tabla, ya que algunas consisten de solamente uno ó dos barcos, y al identificarlos se correría el riesgo de traicionar la confidencialidad prometida a los armadores y capitanes de los barcos. Para todas las flotas combinadas, las estimaciones mayormente confirman y extienden un análisis anterior (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (1): 132–143) que no consideró la heterogeneidad espacial de la pesquería. De no ocurrir pesca sobre delfines, es casi cierto que las capturas de aleta amarilla se reducirían, pero la reducción sería compensada, en peso, por un aumento en las capturas de barrilete. De no haber pescado los barcos atunes asociados con objetos flotantes, las capturas de aleta amarilla hubieran aumentado y las de barrilete disminuido. Las capturas combinadas de ambas especies hubieran disminuido durante el primer segmento, pero durante el segundo el efecto general no hubiera sido sustancial.

Los pronósticos acerca del barrilete deberían ser tratados con cierto escepticismo. El modelo supone que la abundancia del barrilete no se ve afectada por la pesca porque no existe evidencia de que el esfuerzo de pesca ni las capturas hayan afectado las tasas de captura de la especie. Si se cesara de pescar sobre delfines, empero, la tasa de explotación de barrilete podría alcanzar un nivel récord, en cuel momento las tasas de captura de la especie se podrían ver afectadas significativamente.

Un resultado sorprendente fue que cesar de pescar sobre objetos flotantes no afectó las capturas de aleta amarilla más sustancialmente. El análisis normal de rendimiento por recluta, descrito en la sección titulada **CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES ESPADA EN 1994 Y PERSPECTIVAS PARA 1995**, sugiere consecuencias más importantes. Una explicación posible es que los peces están dispersos, y así protegidos de una pesca excesiva, hasta con las tasas elevadas de esfuerzo de pesca sobre algunos componentes espaciales del stock.

Estudios de los otolitos del atún aleta amarilla

Exposición de los incrementos para la determinación de la edad

Actualmente se estima la edad de atunes aleta amarilla individuales mediante la exposición y conteo de los incrementos diarios que yacen debajo de la superficie distal en el eje primordio-postrostro de los otolitos sagitales. La distribución del carbonato de calcio en esta superficie en los otolitos colectados más recientemente, empero, no es igual que en los otolitos colectados previamente. En los más recientes el grosor del material se ha reducido, y es menos uniforme. Estos cambios han llevado a un aumento en el tiempo necesario para exponer los incrementos mediante el grabado con ácido, ya que es ahora necesario hacer gran parte del trabajo a mano, usando un pincel fino. Se exploraron por lo tanto dos otras técnicas para ver si era posible reducir el tiempo de preparación.

El primer método consiste en cortar una sección oblicua a través de la ruta de conteo original a lo largo del eje primordio-postrostro. Se descubrió, sin embargo, que no todos los incrementos internos expuestos por la sección yacen en el mismo plano. El resultado es que ocurrieron interrupciones ocasionales en la secuencia de incrementos y, ya que no era posible estimar el número de incrementos que faltaba, un conteo del número total de incrementos arrojaría una subestimación de la edad del pez. Por ese motivo se abandonó la idea de usar secciones oblicuas.

En el segundo procedimiento se cortó el primordio en sección transversal. La longitud de esta ruta de conteo seccional, del primordio al borde ventral del otolito, es aproximadamente un tercio de aquel de la ruta original del primordio a la punta del postrostro. Los incrementos en la sección están por consiguiente sustancialmente comprimidos. Estudios realizados en el laboratorio del Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM) y el Institut

Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) en Brest (Francia), indicaron que un microscopio de luz era suficiente para contar los incrementos en al sección del otolito en peces pequeños (≤ 90 cm), pero que se precisaba la mayor amplificación de un microscopio electrónico de barrido para los peces mayores. Ya que alquilar un microscopio electrónico y preparar micrógrafos de la ruta de conteo es imposiblemente caro, particularmente si se piensa procesar muchos otolitos, se abandonó este método también. En el futuro, a menos de que se invente una técnica que no use tan intensivamente la mano de obra, se seguirá usando el método actual de grabar la superficie distal para exponer los incrementos y replicarlos con acetato de celulosa para determinar la edad.

Tasa de deposición de los incrementos

Los otolitos de unos aletas amarillas marcados con tetraciclina que fueron liberados por la Comisión del Pacífico Sur y recapturados en el Océano Pacífico suroccidental fueron examinados para determinar si los incrementos fueron depositados a intervalos diarios. Se usó el grabado con ácido para exponer los incrementos subsuperficiales en la superficie distal de la punta del postrostro de cada otolito antes del conteo. Los resultados no fueron definitivos porque los espacios entre los incrementos eran irregulares, los incrementos se bifurcaban y estaban algo demasiado grabados, dificultando la interpretación y restándole confiabilidad. Los otolitos fueron examinados de nuevo en el laboratorio del ORSTOM arriba detallado, usando secciones transversales y un microscopio electrónico de barrido.

Los conteos seccionales confirmaron que los incrementos fueron depositados a intervalos diarios en los otolitos. Este resultado incrementa el número de regiones oceánicas para las cuales se sabe que los incrementos pueden ser usados para la determinación de la edad de atunes aleta amarilla. En total, de fuentes publicadas e inéditas, se sabe ahora que los incrementos son formados a diario en la especie en larvas de hasta 16 días de edad (Pacífico occidental), y en las clases de talla de 42–91 cm (Pacífico suroccidental), 25–40 cm (Pacífico central), y 40–148 cm (Pacífico oriental). Algunas muestras de otolitos del Océano Atlántico oriental también exhibieron deposición diaria, pero se ignora las tallas de los peces, capturados en la pesquería comercial.

Biología reproductora del aleta amarilla

Un conocimiento de la biología reproductora del atún aleta amarilla es necesaria para una comprensión adecuada de la dinámica poblacional de la especie. Todavía no se han esclarecido adecuadamente aspectos importantes de dicha biología, entre ellos la variabilidad espacial y temporal del desove, la madurez sexual, la fecundidad, y la frecuencia del desove. La investigación de la biología reproductora del aleta amarilla debería contribuir a una comprensión de la relación entre el desove y el reclutamiento, y posibilitar la evaluación del efecto de la pesca sobre el potencial reproductor de la población. Esto parece ser particularmente importante en vista del cambio posible de una modalidad de pesca dirigida hacia aletas amarillas grandes y maduros asociados con delfines a una dirigida hacia atunes más pequeños e inmaduros no asociados con delfines (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (1): 132–143).

Se inició en 1987 un programa de investigación a gran escala a fin de obtener información sobre las características reproductoras del aleta amarilla por talla específica en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se describen en el Informe Anual de la CIAT de 1989 los objetivos de esta investigación, el diseño experimental, y las muestras recogidas. Durante 1994 se concentró el esfuerzo principalmente en la clasificación histológica, con microscopía de luz, de las 15.000 muestras de tejidos de testículos y ovarios preparadas para el examen microscópico de las muestras tomadas de peces en el mar, y se completó la tarea de examinar e interpretarlas.

Frecuencia del desove

Son necesarias estimaciones de la frecuencia anual del desove y la fecundidad por camada (el número de ovocitos emitidos por desove) para estimar la fecundidad anual. En la página 230 del Informe Anual de la CIAT de 1992 se presentan las estimaciones de la fecundidad por camada; varían de 0,642 millones de huevos para un pez de 80 cm a 4.743 millones para uno de 150 cm.

Se estima la frecuencia del desove a partir de datos sobre la presencia de folículos postovulatorios en los ovarios. Para este propósito es necesario clasificar estos folículos en una serie de etapas histológicas, cada una de ellas correspondiente a un intervalo de tiempo posterior al desove. La degeneración y resorción de los folículos postovulatorios del aleta amarilla, clasificados por el tiempo estimado transcurrido desde el desove, fue determinado previamente para intervalos de 6 horas, y se concluyó que estas estructuras no pueden ser detectadas después de 24 horas. Para el estudio actual, con grandes cantidades de muestras, es suficiente una clasificación de los folículos postovulatorios en tres categorías, nuevos, menos de o igual a 12 horas, y más de 12 horas. Es también necesario identificar la atresia ovárica (resorción de ovocitos) de ovocitos con yema para estimar la frecuencia del desove (y también la talla de madurez).

De las 2.750 aletas amarillas hembras muestreadas de lances cerqueros realizados en el OPO entre octubre de 1987 y septiembre de 1988, se clasificaron 929 de maduras. Se clasifica de reproductivamente activas a hembras con ovocitos con yema y atresia alfa inferior al 50%, aquellas con atresia superior al 50% de postdesovadoras recientes, y aquellas con atresia beta de postdesovadoras tardías. Se detectaron folículos postovulatorios en el 70% de las hembras maduras, lo cual significa que, en promedio, un 70% de ellas desovan por día. Esto indica que el intervalo medio entre desoves es 1,43 días y, ya que el período de muestreo duró 365 días, que una hembra promedio desova 255 veces al año. Si se consideran solamente las hembras activas (es decir, aquellas con poca o ninguna atresia), entonces el 89% de ellas estaba desovando, indicando un intervalo medio de 1,12 días entre desoves. La presencia de ovocitos con núcleo migratorio o hidratados indica que el desove es inminente. De los 186 peces con tales ovocitos en los ovarios, el 90% tenían también folículos postovulatorios presentes, o sea que el intervalo medio entre desoves para esos peces era 1,11 días. Parece por lo tanto que aletas amarillas con ovarios activos desovan casi cada día, y que aquellos incapaces de mantener este ritmo dejan de desovar y resorben gran parte del contenido de los ovarios.

Costo del desove

Se puede calcular una estimación del costo medio diario del desove para las hembras a partir de estimaciones del peso de un ovocito con núcleo migratorio, la fecundidad por camada relativa (fecundidad por camada por gramo de peso del pez), y la frecuencia del desove. El peso húmedo medio de un ovocito de aleta amarilla en etapa de núcleo migratorio es 0,156 mg, y la fecundidad por camada relativa es aproximadamente 67 ovocitos por gramo de peso. Se estima por lo tanto el costo de un solo desove (excluida la natación) en un 1,1% del peso por desove (peso del ovocito × fecundidad por camada relativa). Si una a hembra desova cada 1,12 días, se estima que el costo medio diario de desovar una camada de huevos es 0,97% del peso del cuerpo.

Se puede calcular una estimación del costo medio diario del desove para los machos a partir de la diferencia entre el peso promedio de los testículos de muestras seleccionadas colectadas inmediatamente antes y después del desove. (Se identificaron los machos de desove inminente y de desove reciente mediante un examen histológico de los testículos.) Para los machos, el peso promedio de los testículos antes del desove fue 1,43% del peso del cuerpo, y 1,09% del mismo justo después del desove, así que el costo del desove es aproximadamente 0,34% del peso del cuerpo. Calculando a base del in

intervalo medio entre desoves para las hembras activas, arriba estimado, el costo medio diario del desove sería 0,30% del peso del cuerpo.

Es interesante notar que existe una divergencia en las tasas de crecimiento de los aletas amarillas hembras y machos alrededor de los 95 cm (Boletín de la CIAT, 18 (6)), tras cual punto los machos crecen con mayor rapidez que las hembras. La talla a la cual ocurre esta divergencia corresponde aproximadamente a la talla a la cual el 50% de las hembras son maduras. Además, los aletas amarillas de talla superior a los 140 cm son predominantemente machos, lo cual podría resultar de una mayor mortalidad de hembras debida al mayor costo energético de la reproducción.

Talla y edad de madurez

La determinación de la edad de los peces forma parte de la investigación de la biología reproductora del atún aleta amarilla en el OPO. Como parte de este programa, se colectaron muestras supplementarias de ovarios y otolitos de aletas amarillas hembras en dos estratos de área-tiempo, entre 22° y 26°N y 109° y 115°W durante julio-octubre de 1989 y entre 4° y 10°N y 84° y 89°W durante enero-marzo de 1989. Se tomaron otolitos de unas 15 hembras en cada intervalo de talla de 10 cm entre 50 y 150 cm en cada estrato. Se usarán los datos de las edades y tallas de madurez de los peces, obtenidos de muestras de sus otolitos, tallas, y gónadas tomadas en las dos regiones, para explorar las relaciones geográficas de estos importantes componentes de su dinámica poblacional. Análisis preliminares indican que las tallas de madurez son significativamente diferentes para aletas amarillas muestreados en el área la norte de 20°N y aquellos muestreados en el área entre 0° y 10°N. Los peces de esta última región alcanzan la madurez a tallas significativamente menores que aquellos de la región más norteña.

Antes de determinar la edad de peces individuales, se midió la longitud de los otolitos desde el primordio al extremo del postrosto (PRL) con un microscopio al 20x. Las relaciones entre los valores medios de estas mediciones (PRL, mm × 100) para cada pareja de otolitos y la talla furcal (FL, punta del hocico a la furca caudal), en milímetros, de los peces de las dos regiones son descritas por las ecuaciones:

$$\text{Norte: } \log_e \text{FL} = -1,7729 + 1,3503 \log_e \text{PRL} \quad (n = 155, r^2 = 0,96)$$

$$\text{Sur: } \log_e \text{FL} = -2,2168 + 1,4224 \log_e \text{PRL} \quad (n = 135, r^2 = 0,97)$$

Un análisis de covarianza aplicado a los datos de longitud postrostral y talla furcal convertidos en logaritmos indicó una diferencia significativa en la prueba de igualdad de pendientes ($F_{0,05(1, 286)} = 4,84, P < 0,05$). La Figura 23 ilustra las relaciones sin transformar de las dos variables para cada región y las curvas ajustadas derivadas de las ecuaciones logarítmicas. Tal como se ve en la figura, las curvas se cruzan en la coordenada (PRL, FL): (472, 693). Para valores ascendentes de PRL, los peces en la región sureña son de talla cada vez mayor que aquellos de la región norteña. A la inversa, es posible que los peces norteños posean otolitos más grandes que aletas amarillas sureños de la misma talla. A fin de clarificar estas interpretaciones, es necesario establecer primero las tasas de crecimiento de los peces mediante la determinación de la edad.

En 1994 se emprendió la determinación de la edad de atunes aleta amarilla de estos dos estratos de área-tiempo. Tal como se describe en la sección titulada *Estudios de los otolitos del aleta amarilla*, se estima la edad de los aletas amarillas exponiendo y contando los incrementos diarios en el eje primordio-postrosto de los otolitos.

Interacciones tróficas de atunes aleta amarilla, delfines, y predadores asociados

Un estudio de los hábitos alimenticios y la dinámica trófica de atunes aleta amarilla, delfines, y otros predadores grandes que ocurren juntos y son capturados en agregaciones interespecíficas por

barcos atuneros cerqueros en el Océano Pacífico oriental (OPO), iniciado durante 1993 por la CIAT, en cooperación con el National Marine Fisheries Service de los Estados Unidos, continuó durante 1994. El objetivo del estudio es contribuir a la comprensión de la naturaleza del vínculo atún-delfín. Los fondos para el estudio provinieron de una asignación especial del Congreso estadounidense para la investigación de nuevos métodos para ubicar y capturar atunes aleta amarilla sin captura incidental de delfines.

Se ha propuesto que la asociación entre los atunes y los delfines en el OPO podría estar basada en el alimento, es decir, las dos especies se siguen la una a la otra en busca de la misma presa. Un estudio a pequeña escala realizado en 1968 (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 71 (4): 1077-1092) demostró que atunes aleta amarilla y delfines manchados (*Stenella attenuata*) y tomíllos (*S. longirostris*) capturados en el mismo lance con red de cerco habían consumido mayormente el mismo alimento. Aunque el contenido de los estómagos de los aletas amarillas y delfines manchados era similar, no es claro si las preferencias de alimento eran la causa o el resultado de la asociación. En este estudio, el contenido estomacal de aletas amarillas y delfines capturados juntos en un solo lance certero está siendo comparado con aquel de aletas amarillas y otros predadores capturados cuando no estaban asociados con delfines, es decir, capturados en asociación con objetos flotantes o asociados con otros peces solamente ("no asociados") en las mismas áreas y al mismo tiempo.

No es factible colectar muestras del contenido estomacal de delfines que no estén asociados con atunes ni de aletas amarillas ni delfines capturados de noche. Por lo tanto, y también para proporcionar un segundo indicador de la similitud de las dietas, se están realizando análisis de los isótopos estables de carbono y nitrógeno en el tejido de los animales. Se sabe que la magnitud de las razones de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ y $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ está correlacionada con la posición trófica del animal en la red de alimentación; los animales que ocupan la posición más elevada (predadores tope) presentan las mayores razones de isótopos estables. Los isótopos estables de carbono y nitrógeno brindan una forma de medir la superposición trófica integrada a través de un período más largo que las relaciones alimenticias determinadas a partir del contenido estomacal. Análisis conjuntos del contenido estomacal y la abundancia de isótopos en ciertos tejidos musculares y del hígado de los mismos predadores pueden servir de indicio de interacciones tróficas a corto y a largo plazo.

Se está reuniendo también información sobre las interacciones tróficas a nivel de comunidad en el OPO, a fin de determinar si otros predadores grandes, tales como tiburones, peces picudos, dorados (*Coryphaena* spp.), petos (*Acanthocybium solandri*), y otros atunes, que ocurren con aletas amarillas y delfines podrían ejercer un efecto sobre la asociación atún-delfín. Este tipo de investigación podría llevar también a una mejor comprensión del efecto (si es que existe) de las interacciones indirectas entre especies intensamente explotadas, como son los atunes y los peces picudos, y otros predadores que ocupan niveles tróficos elevados.

Observadores del Programa Atún-Delfín de la CIAT comenzaron a muestrear el contenido estomacal y los tejidos de aletas amarillas, delfines, y otros predadores en el mar durante el tercer trimestre de 1992, y continuaron hasta el 31 de agosto de 1994. En el caso de lances en los que murieron 3 delfines o más, se tomaron muestras de 25 atunes aleta amarilla y hasta 25 de delfines y de otros predadores capturados. Se muestrearon las mismas cantidades de aletas amarillas y otros predadores capturados en lances sobre objetos flotantes y atunes no asociados. Cada animal fue medido, su sexo determinado, el estómago y parte del hígado extraído, y se cortó una sección del área del lomo cerca de la aleta dorsal. Todas las muestras fueron conservadas congeladas.

Se obtuvieron muestras de 333 lances realizados en 187 viajes de pesca durante el estudio. Se consiguieron en 89 lances muestras emparejadas de aletas amarillas y delfines. Se obtuvieron muestras de estómago y tejido de unos 8.300 individuos, entre ellos más de 570 delfines, 4.830 aletas amarillas, 1.200 bariletes, 500 tiburones, 110 peces picudos, (incluyendo marlín rayado (*Tetrapturus audax*),

marlín negro (*Makaira indica*), marlín azul (*M. mazara*), y pez vela (*Istiophorus platypterus*)), 540 dorados, 230 petos, 80 patudos (*Thunnus obesus*), 100 barriletes negros (*Euthynnus lineatus*), 55 melvas (*Auxis spp.*), y 45 salmones (*Elagatis bipinnulata*).

Interacciones entre pesquerías atuneras en Indonesia y las Filipinas

El Dr. Ashley J. Mullen pasó dos meses y medio durante 1993 y 1994 en Indonesia y las Filipinas, donde estudió las posibles interacciones entre las varias pesquerías atuneras del área. Su sueldo y viáticos durante ese período fueron sufragados por la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) de las Naciones Unidas. En las Filipinas se capturan aletas amarillas y barrilete pequeños con redes de cerco de jareta y de aro, y aletas amarillas y patudos grandes con aparejo de mano. En Indonesia se capture el barrilete con caña, y los aletas amarillas y patudos grandes con aparejo de mano. Barcos de red de cerco de ambos tipos matriculados en las Filipinas están autorizados para pescar en aguas de Indonesia afuera del archipiélago. Se comentan las posibles interacciones en un manuscrito, preparado conjuntamente con los Sres. Noël Barut y Bachtiar Gafa, del Departamento de Pesquerías y Recursos Acuáticos de las Filipinas, que será publicado por la FAO.

Estudios del aleta azul

Los análisis de cohortes pueden arrojar información sobre la abundancia, el reclutamiento, y la mortalidad por pesca de peces de cohortes individuales, de gran valor para la evaluación de los stocks. (Una cohorte consiste de todos los peces reclutados a la pesquería al mismo tiempo, por ejemplo la cohorte de 1980, cuyos miembros ingresaron a la pesquería del Océano Pacífico occidental como peces de edad 0 en ese año y a la pesquería del Pacífico oriental como peces de edad 1 en 1981.) Como paso inicial, los peces en la captura han de ser asignados a cohortes. A continuación se hacen estimaciones del número de peces en cada cohorte en el momento de reclutamiento y a varios intervalos posteriores y del número capturado y muerto durante cada intervalo. La información necesaria para estos cálculos incluye el número y peso medio de los peces de cada cohorte en la captura, una estimación de la tasa de mortalidad natural (o estimaciones de una serie de tasas si la mortalidad natural no es constante para peces de distintas edades), y una estimación de la tasa de mortalidad por pesca correspondiente a por lo menos un intervalo de captura para cada cohorte. Se denomina a estas últimas las tasas "de inicio" de mortalidad por pesca. Se obtienen todas estas estimaciones del análisis de estadísticas de captura y de datos de frecuencia de talla y peso-talla. Los resultados de estos análisis no tienen la precisión deseada porque, aunque es fácil distinguir peces de distintas cohortes cuando son jóvenes, se hace más y más difícil a medida que crecen, y es por lo tanto probable que peces mayores sean asignados a una cohorte incorrecta. Por consiguiente las estimaciones de las capturas de peces de cada cohorte son menos exactas que lo deseado. En la Tabla 11 se presentan datos sobre el peso medio de los peces. Debido a la falta de información sobre la mortalidad natural, se usaron seis vectores de prueba de la mortalidad natural, M (Tabla 12). Además, la capturabilidad de los peces varía con la edad, el área, la temporada del año, las condiciones meteorológicas, y otras circunstancias, y las tasas de crecimiento y el momento de reclutamiento varían también. Todos estos factores introducen "interferencia," y posiblemente también sesgos, en los cálculos.

Se llevaron a cabo los análisis de cohortes con datos correspondientes al período de 1966–1986. Se obtuvieron los datos sobre las capturas trimestrales en el Pacífico oriental del Boletín de la CIAT, Vol. 20, N° 9: Anexo 1, y los datos de capturas anuales de peces de los varios grupos de edad en el Pacífico occidental de la Publicación Técnica Pesquera 336 de la FAO, Vol. 2: página 284. Se estimaron las capturas trimestrales para el primer, segundo, tercero, y cuarto trimestre multiplicando las capturas anuales por 0.10, 0.30, 0.50, y 0.10, respectivamente. Los datos de captura por edad por cohorte, junto con las estimaciones promediadas de peso y mortalidad natural de las Tablas 11 y 12, proporcionaron los

datos necesarios para realizar los análisis para 37 cohortes (1950 hasta 1986). Se efectuaron las estimaciones usando retrocálculos, así que fue necesario estimar la tasa final de mortalidad por pesca (F) para cada una de las cohortes. Los valores finales de F fueron seleccionados mediante un procedimiento doble que estima primero el reclutamiento mínimo mediante la selección de un valor final de F elevado y la comparación de los valores intratrimestrales de F correspondientes a distintas cohortes de la misma edad. El objetivo de este tipo de búsqueda es reducir las diferencias entre los valores de F de peces de edad similar pescados al mismo tiempo. Este procedimiento carece de un algoritmo que permitiría a distintos usuarios llegar a conclusiones idénticas, y es por lo tanto algo subjetivo. El método funciona bien para cohortes con un largo historial de captura, por ejemplo aquellas de 1959 a 1981, pero no tan bien para las demás.

Los análisis de cohortes arrojaron estimaciones del reclutamiento durante cada año del período de 1966-1986 y valores de F para cada grupo de edad durante cada trimestre de ese período. Se combinaron estas estimaciones con estimaciones de M (Tabla 12) para estimar las capturas del período de 1966-1986 que se pueden obtener con distintas combinaciones de M , multiplicadores de F , y edad de ingreso a la pesquería (Figura 24). (Un multiplicador de 1 para F corresponde a la mejor estimación de F promediado que existió durante ese período.) Con un multiplicador de 1, la captura hubiera sido mayor en cada caso si se aumentara la edad de ingreso de edad 0 a edad 1, edad 2, o edad 3. El aumento sería mayor para los vectores de mortalidad natural 1, 2, ó 3 que para los 4, 5, ó 6. Si el vector de mortalidad natural es 1, 2, ó 3 y la edad de ingreso permanece en 0 o se aumenta a 1, se lograrían capturas mayores si se redujera el esfuerzo a la mitad de su nivel actual. Con los vectores de mortalidad natural 4, 5, ó 6, empero, una reducción tal del esfuerzo resultaría en poco o ningún aumento en la captura (edad de ingreso = 0) o una reducción de la misma (edad de ingreso = 1).

Estudios de peces picudos

Estudio del pez espada

A petición del California Seafood Council, miembros del personal de la CIAT prepararon un documento sobre la biología, pesquerías, comercialización y utilización, reglamentos de pesca, y evaluación de los stocks del pez espada en el Océano Pacífico. Se usará el documento como fuente de información básica para la preparación de planes para la explotación razonable del pez espada en el Océano Pacífico nororiental. Se incluyen partes del documento en la sección titulada **CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES ESPADA EN 1994 Y PERSPECTIVAS PARA 1995**.

Genética de los peces picudos

Se usó el análisis del polimorfismo de la longitud del fragmento restrictivo del ADN mitocondrial de muestras de tejido colectadas durante 1990, 1991, y 1992 para investigar la posición taxonómica de las siguientes parejas de especies de peces picudos atlánticos e indopacíficos: marlín azul del Atlántico (*Makaira nigricans*) y del Pacífico (*M. mazara*); pez vela del Atlántico (*Istiophorus albicans*) e indopacífico (*I. platypterus*); marlín blanco (*Tetrapturus albidus*), que ocurre en el Océano Atlántico, y marlín rayado (*T. audax*), que ocurre en los Océanos Pacífico e Índico. Se descubrió que el marlín azul del Atlántico es caracterizado por la presencia de dos familias distintivas de haplotipos de ADN mitocondrial, una forma ubicua que ocurrió en aproximadamente la mitad de los individuos del Atlántico y en todos los del Pacífico, y una forma única al Atlántico. Se descubrió que ocurre lo mismo con el pez vela, excepto que la forma ubicua ocurre en solamente el 20% de los individuos del Atlántico. Estos resultados respaldan las conclusiones de algunos otros científicos que mantienen que las formas atlántica e indopacífica del marlín azul y el pez vela no son especies separadas. Se descubrió los marlines blanco y rayado son también genéticamente similares, resultado inesperado, ya que se pueden distinguir las dos especies por diferencias en la forma de las aletas. Los datos genéticos sugieren que los

marlines blanco y rayado no son especies distintas, o que si sí lo son comparten un antepasado común en su historia evolucionaria reciente. Se están reuniendo más muestras, en espera de que los análisis de los datos de estas nuevas muestras esclarezcan la situación.

En general, la heterogeneidad genética en los distintos océanos es mucho mayor para los peces picudos que para los atunes, hecho curioso en vista de que ambos grupos son peces pelágicos altamente móviles, para muchos de los cuales se han documentado desplazamientos transoceánicos de individuos marcados. La diferencia en la estructura de las poblaciones podría resultar de diferencias en las tasas de intercambio entre poblaciones o de diferencias subyacentes en el comportamiento que fomentan fidelidad a un área de desove o dispersión de peces picudos basada en el sexo.

Indices de abundancia de peces picudos

Como parte de una investigación conjunta de la ecología y abundancia relativa de los peces picudos del Pacífico, realizada con el National Research Institute of Far Seas Fisheries en Shimizu (Japón), se ha elaborado un modelo para la estandarización del esfuerzo de pesca que incorpora datos biológicos y oceanográficos. El modelo toma en cuenta la disponibilidad de los peces a las artes de pesca, el esfuerzo de pesca ejercido fuera del área de distribución de una especie, y la densidad de la población en subregiones de su distribución. La estandarización brinda una forma de usar con mayor eficacia series largas de tiempo de datos de captura y esfuerzo, que en el caso de los datos de palangre incluyen cambios significativos en la configuración de las artes de pesca que se confunden con variabilidad ambiental y límites sobre la distribución de las poblaciones. El modelo se basa en la ecuación general de captura, y se calcula el esfuerzo estandarizado como función de las limitaciones biológicas de las distintas especies, los factores ambientales relacionados a estos límites, y la distribución del esfuerzo de pesca.

Análisis de datos del Pacífico entero para el marlín azul (*Makaira nigricans*) han arrojado resultados prometedores al estandarizar el esfuerzo de pesca con el nuevo modelo. Se presentaron resultados preliminares en la Conferencia del Atún en Lake Arrowhead (California) en mayo de 1994, y desde entonces se han proseguido los análisis. Se descubrieron diferencias significativas en los niveles de abundancia relativa obtenidos al usar los datos de esfuerzo nominales y los estandarizados a escala pequeña (2° de latitud \times 5° de longitud por bimestre) y grande (Pacífico entero por año). Ya que generalmente no se dispone de estimaciones independientes de los niveles de población de peces pelágicos para calibrar los modelos basados en estadísticas pesqueras, se ha de comprobar estos modelos mediante la comparación de los resultados con datos anciliares. Se descubrió que los datos estandarizados concuerdan más estrechamente con la información anciliar sobre las distribuciones temporal y espacial del marlín azul.

Se ha utilizado el modelo también para datos del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) en el período hasta 1987 (el último año para el cual se dispone actualmente de datos detallados). Se presentaron resultados preliminares en el primer Simposio sobre el Pez Espada del Pacífico, celebrado en diciembre de 1994 en Ensenada (Méjico). Estos resultados señalan claramente cambios estacionales en la distribución del pez espada en el OPO, sugiriendo que los desplazamientos podrían desempeñar un papel importante para la especie en este área. Análisis posteriores, usando modelos de biomasa con retardos temporales, señalaron que los stocks del OPO consisten de peces reclutados directamente del OPO (reclutamiento interno) y de migración neta a la región de áreas fuera del alcance de los análisis.

Estudios del ciclo vital temprano

Desde hace ya muchos años los biólogos pesqueros creen que la fuerza de una clase anual se ve determinada principalmente durante las etapas tempranas del ciclo vital (huevo, larva, y/o juvenil tem-

prano). Décadas de investigación han descubierto una cantidad considerable de información sobre las poblaciones de atunes adultos, pero se sabe relativamente poco acerca de las etapas tempranas del ciclo vital y los factores que afectan el reclutamiento de los juveniles a los stocks explotables. Estas consideraciones motivaron a la CIAT a establecer en la Bahía de Achotines, en la República de Panamá, un centro de investigación dedicado al estudio del ciclo vital temprano de los atunes.

La Bahía de Achotines está situada en la punta sur de la Península de Azuero en la Provincia de Los Santos, República de Panamá (Figura 25). La plataforma continental es bastante estrecha en este lugar: el contorno de 200 metros (109 brazas) se encuentra a entre 6 y 10 km (3 y 5 mn) del litoral. Este fenómeno les proporciona a los científicos del laboratorio un acceso fácil a aguas oceánicas donde ocurre desove de atunes en cada mes del año. La temperatura superficial del mar fluctúa entre 21° y 29°C. La Bahía de Achotines brinda una fuente de agua salada adecuada para mantener atunes vivos en el laboratorio. La proximidad del laboratorio al área de estudio ofrece una alternativa menos costosa que un buque de investigación, y permite una mayor flexibilidad y espontaneidad en el muestreo.

El programa de la CIAT de investigación de las etapas tempranas del ciclo vital abarca estudios de laboratorio y de campo ideados para lograr un mayor conocimiento del procedimiento de reclutamiento y de los factores que lo afectan. Investigaciones anteriores del reclutamiento de los peces sugieren que tanto los factores abióticos (temperatura y salinidad, por ejemplo) como los biológicos (alimentación, predación, etcétera) pueden afectar el reclutamiento. Ya que la supervivencia antes del reclutamiento es controlada probablemente por una combinación de estos factores, el programa de investigación toma en cuenta la interacción entre el sistema biológico y el ambiente físico.

Gran parte del trabajo realizado en el Laboratorio de Achotines en los primeros años fue dedicado a desarrollar métodos de capturar, trasladar, y mantener vivos en cautiverio a los escómbridos. Escómbridos larvales tardíos (en etapas de flexión tardía del notocordio y postflexión) y juveniles tempranos (de talla estándar (TE) de entre 8 y 35 mm) para los experimentos de laboratorio y otros proyectos de investigación fueron capturados de noche, usando una luz submarina suspendida de una lancha. La luz atrae a los peces, que son capturados con salabre y trasladados vivos al laboratorio. Hasta la fecha se han capturado y mantenido vivos en el laboratorio atunes aleta amarilla y/o patudo (denominados *Thunnus* spp. de ahora en adelante en casos apropiados); atunes barrilete negro, *Euthynnus lineatus*; melvas, *Auxis thazard* y/o *A. rochei* (denominados *Auxis* spp. de ahora en adelante en casos apropiados); sierras, *Scomberomorus sierra*; caballas, *Scomber japonicus*; y bonitos del Pacífico, *Sarda orientalis*. (Es imposible en estas etapas del ciclo vital distinguir las larvas y juveniles tempranos de aletas amarillas y patudos usando caracteres morfológicos, merísticos, osteológicos, o de pigmentación; ha sido descrita la identificación de juveniles tempranos por electroforesis (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv. Bull., 86 (4): 835-838). Se pueden distinguir *Auxis thazard* y *A. rochei* larvales y juveniles tempranos a partir de diferencias menores en la pigmentación, la profundidad del cuerpo, y el conteo de las branquiespinas, pero hay desacuerdos sobre la validez de estas características identificadoras.) Las investigaciones en el laboratorio se han enfocado en el barrilete negro, *Auxis* spp., y las sierras, los escómbridos más abundantes en las aguas costeras frente al sur de la Península de Azuero.

Proyecto conjunto OFCF-CIAT-Panamá

En diciembre de 1993, la Overseas Fishery Cooperation Foundation (OFCF) del Japón, el gobierno de la República de Panamá, y la CIAT acordaron emprender un proyecto conjunto de cinco años de duración, subvencionado principalmente por la OFCF, en el Laboratorio de Achotines. El proyecto abarca la investigación de: (1) la viabilidad de criar atunes aleta amarilla adultos para suministrar larvas y juveniles para las investigaciones; (2) la producción de organismos de alimento para atunes larvales y juveniles; y (3) la cría de pargos (Lutjanidae) y corvinas y especies afines (Sciaenidae) reproductores y la producción de organismos de alimento para sus larvas y juveniles.

Son necesarias ampliaciones y mejoras de la infraestructura del Laboratorio de Achotines para realizar los objetivos del proyecto. Estas incluyen grandes tanques de hormigón y un sistema ampliado de agua de mar con capacidad de recirculación parcial para mantener aletas amarillas adultos, pargos, y corvinas. Se construirán instalaciones de cría adicionales para proveer cantidades adecuadas de organismos alimenticios para las larvas criadas por los reproductores. Se iniciará la captura y cultivo de peces reproductores en cuanto estén listas las instalaciones de almacenaje.

En 1994 se puso en servicio una lancha de 7,6 metros, dotada de un tanque integral de 600 L, para uso en estudios pesqueros y para la colección y transporte de peces reproductores para el proyecto.

En 1994 se inició un muestreo para obtener datos sobre la distribución espacial costera, composición por talla, y condición de las góndolas de atunes aleta amarilla y especies de pargo que puedan servir de reproductores cautivos. Científicos de la OFCF y la Dirección General de Recursos Marinos de Panamá realizaron muestreos semanales con sedal y anzuelo en varios lugares cerca del Laboratorio de Achotines, y el muestreo en 1994 resultó en la captura de 463 atunes aleta amarilla (talla media 64 cm), 74 pargos *Lutjanus peru* (talla media 41 cm), 289 pargos *L. agentiventralis* (talla media 32 cm), y 57 pargos *L. guttatus* (talla media 36 cm). Resultados preliminares indican que los índices gono-somáticos medios de los atunes aleta amarilla fueron máximos en febrero (0.27), noviembre (0.41), y diciembre (0.51), y mínimos en junio (0.11). Para los pargos *Lutjanus peru* fueron máximos en marzo y abril (0.28 y 0.27, respectivamente) y mínimos en octubre (0.08); para el pargo *L. agentiventralis*, fueron máximos en diciembre (1.55), intermedios en mayo y julio (0.97 y 0.94, respectivamente), y mínimos en marzo (0.36).

Fueron capturados esciéñidos juveniles con una jábega de playa y trasladados vivos al Laboratorio de Achotines para un estudio de su potencial como reproductores. En 1994 fueron capturados 210 individuos de *Umbrina* sp. y *Menticirrhus* sp. (talla media 8 cm). Especímenes de estos dos grupos taxonómicos aparecieron en el 85% de los arrastres. Los peces fueron mantenidos en cautiverio en el segundo trimestre durante períodos de entre 8 y 30 días. Posteriormente se dirigió el esfuerzo de muestreo hacia la captura de reproductores con sedal y anzuelo, pero sin éxito.

En preparación para la puesta en servicio a principios de 1995 de la nueva instalación para el cultivo de algas y plancton, se capacitó a los técnicos del Laboratorio de Achotines en técnicas de cultivo de algas y rotíferos. Se está cultivando la variante del Mar de Salton del rotífero *Brachionus plicatilis*, y se procuró aislar una especie local de rotífero, pero sin éxito. Se han logrado densidades de rotíferos de hasta 500 por mililitro usando la alga *Nannochloropsis* sp. y levadura como alimento.

Propagación de escómbridos en el laboratorio

Se obtienen rutinariamente huevos fertilizados de escómbridos adultos para suministrar larvas recién criadas para experimentos en el Laboratorio de Achotines. Los peces reproductores son capturados en el mar, colocados en bolsas plásticas grandes con agua de mar oxigenada y 10 ppm del anestésico MS-222 (métanosulfonato de tricaina) y transportados al laboratorio dentro de 5 a 20 minutos. Son depositados en un estanque de aclimatación y tratamiento, de 4,5 m de diámetro y de 18.000 L de capacidad, donde permanecen semanas o meses; luego los peces más sanos son trasladados a un tanque de 6,4 m de diámetro y 37.000 L de capacidad para el desove.

Huevos fertilizados son colectados del tanque de reproductores con sifones ubicados en el centro y al borde del tanque. La viabilidad de los huevos ha sido buena, con tasas de fertilización y cría de 95 a 100%. Al ser fertilizados, los huevos del barrilete negro flotan, pero durante la etapa embrionaria tardía, de 3 a 4 horas antes de la cría, se hunden. A temperaturas del agua de 26° a 27°C, la duración de la etapa de huevo es de aproximadamente 18 a 20 horas, y la mayoría de la cría ocurre entre las 2 y las 4 de la tarde.

El desove fue casi continuo en 1994, excepto durante un período de dos meses y medio que comenzó a fines de febrero. Antes de ese período, un grupo de ocho barriletes negros adultos, de talla media de 50 cm, desovaron a intervalos de 1 a 5 días. El número de huevos fertilizados colectados de cada desove osciló entre unos 10.000 y 200.000. El desove más temprano observado ocurrió a las 4:45 de la tarde, pero tuvo lugar mayormente entre las 8 de la tarde y medianoche. El desove ocurrió en agua a temperaturas de entre unos 28,0°C en diciembre a unos 25,0°C en enero y febrero. Al fin de febrero la temperatura del agua en el tanque de reproductores descendió a menos de 25,0°C, y por esas fechas los peces reproductores cesaron de desovar. El desove se reanudó el 17 de mayo y continuó hasta el fin del año. Desde mayo hasta fines de junio, siete barriletes negros adultos, de talla media de 50 cm, desovaron a intervalos de 1 a 3 días. El número de huevos fertilizados colectados de cada desove osciló entre unos 20.000 y 1.230.000. La mayoría del desove tuvo lugar entre las 3 y las 6 de la tarde. La temperatura y salinidad del agua en el tanque de reproductores osciló entre 26,4° y 28,8°C y 33 y 34 o/oo, respectivamente. La frecuencia de desove y el número de huevos viables producidos fueron los más elevados registrados desde que estos peces comenzaron a desovar. El aumento en la actividad de desove puede haberse debido a varios factores. En primer lugar, se agregó a la dieta de los barriletes negros cautivos un suplemento de varias vitaminas y un extracto de bilis animal en forma de polvo, ambos utilizados en la maricultura en el Japón. En segundo lugar, la temperatura del agua ascendió por encima de los 25°C, nivel bajo el cual los peces habían cesado de desovar en febrero de 1994. Y en tercer lugar, es posible que los peces reproductores se hayan aclimatado mejor al cautiverio, y la densidad reducida de peces en el tanque (de 8 a 7, debida a la muerte de un pez el 12 de mayo de 1994) pudiera haber sido más favorable para el desove. Durante el segundo semestre del año murieron dos peces más, pero el desove continuó.

Experimentos de laboratorio con larvas de barrilete negro

En enero y febrero de 1994, larvas de barrilete negro criadas en cautiverio en el Laboratorio de Achotines fueron usadas en experimentos de laboratorio para determinar tasas de desarrollo, crecimiento, y selectividad de alimento. Antes de estos estudios, no se había publicado información sobre el desarrollo de huevos ni larvas de vesícula vitelina del barrilete negro ni del crecimiento de larvas en primera etapa de alimentación. Se completaron tres experimentos, de 5, 6, y 8 días de duración. Se describieron los huevos y las larvas de vesícula vitelina y se examinaron las tasas de desarrollo. Se documentó el crecimiento somático y de los otolitos durante los 5 primeros días de alimentación, y se examinó la selectividad de alimento durante los 6 primeros días de alimentación. A continuación se presentan los resultados correspondientes al crecimiento de desarrollo y somático; durante 1995 se completarán los análisis de los otolitos y la selección de alimento.

Huevos fertilizados, incubados a 26° a 27°C, produjeron larvas en de 18 a 20 horas. El diámetro medio de los huevos, tras conservación en formol al 5%, fue 0,88 mm. Cada huevo contenía un solo glóbulo de aceite con un diámetro medio de 0,22 mm. Las larvas recién criadas conservadas en formol midieron en promedio 2,24 mm de talla de notocordio (TN). Al momento de cría, el diámetro medio del glóbulo de aceite fue 0,20 mm. A temperaturas de 26,0° a 27,0°C, las larvas desarrollaron pigmentación del ojo aproximadamente 2 días después de la cría, y la boca era funcional a los dos días y medio después de la cría, indicando que eran capaces de alimentarse.

El experimento de crecimiento fue llevado a cabo en un tanque cilíndrico de 1,5 m de diámetro y 700 L de capacidad. Se mantuvieron floraciones de fitoplancton moderados (condiciones de "agua verde") en el tanque añadiendo pequeños volúmenes de cultivos mixtos de algas unicelulares (principalmente *Nannochloropsis* sp.). El nivel de luz en la superficie del agua de cada tanque osciló de unos 3.000 a 3.500 lux, y la temperatura del agua de 25,5° a 26,5°C. El alimento consistió de zooplancton silvestre clasificado en la fracción de tamaño (ancho) de entre 33 y 335 µm, y los niveles de plancton

fueron mantenidos entre unos 400 y 700 organismos por litro. Se mantuvieron las larvas en fotoperíodos de 11 horas de luz en cada período de 24 horas. Se sacaron muestras de larvas del tanque a partir del tercer día después de la eclosión (poco después de la primera alimentación) y a diario durante los 5 días siguientes.

En el momento de primera alimentación, las larvas median en promedio 2,92 mm en TN y 16,4 µg en peso seco. El crecimiento en talla durante la primera semana de alimentación fue relativamente lento; lo describe la regresión lineal $TN = 2,784 + 0,127d$, donde TN = talla de notocordio en mm y d = días después de la primera alimentación. El crecimiento en peso fue exponencial, y lo describe la ecuación $W = 13,1971e^{0,1586d}$, donde W = peso seco en migrogramos y d = días después de la primera alimentación. El coeficiente instantáneo de crecimiento de 0,1586 es equivalente a una tasa específica de crecimiento de 17,2%/día. Los peces crecen mucho más lentamente durante la primera semana de alimentación que durante las etapas larval tardía y juvenil temprana (ver Informes Anuales de la CIAT de 1991 y 1993). Parece que el crecimiento en talla se hace mucho más rápido después de la primera semana de alimentación. A luz de ésto, parece ahora probable que las tasas de crecimiento hubieran sido mayores si se hubieran introducido raciones de alimento mayores (>700 organismos planctónicos/litro) o temperaturas más elevadas.

Los tamaños de los huevos y larvas tempranas de barrilete negro fueron similares a aquellos publicados para especies congénéricas de *Euthynnus*. Los huevos y larvas tempranas del barrilete negro fueron más pequeños en etapas comparables de desarrollo que aquellos de atunes aleta amarilla y aleta azul estudiados en experimentos conjuntos CIAT-Japón realizados en el sur del Japón (ver secciones tituladas *Selectividad de alimento de larvas de aleta amarilla. Edad y crecimiento de larvas de aleta amarilla, y Crecimiento y selectividad de alimento de larvas de aleta azul*). Aunque estas diferencias son pequeñas, es posible que reflejen diferencias importantes entre las especies correspondientes a capacidad temprana de búsqueda de presas y al éxito de la primera alimentación.

Selectividad de alimento de larvas de aleta amarilla

Durante 1992, investigadores de la CIAT y la Japan Sea Farming Association (JASFA) realizaron estudios conjuntos del ciclo vital temprano del atún aleta amarilla. Los estudios tuvieron lugar en la Estación de Yaeyama de la JASFA en la Isla Ishigaki (Prefectura de Okinawa), donde se mantienen alejas amarillas reproductoras en corrales marinos anclados en aguas adyacentes a la Estación de Yaeyama. Durante 1994 se completó en el laboratorio de la CIAT en La Jolla el análisis de muestras tomadas en los experimentos.

Uno de los estudios fue ideado para determinar la selectividad de alimento de las larvas de aleta amarilla en primera etapa de alimentación alimentándose de agrupamientos de presas mixtas. Esta información es necesaria para la determinación de las dietas óptimas para los alejas amarillas larvales bajo condiciones de cultivo, y para ayudar a comprender la ecología de alimentación de esas larvas bajo condiciones naturales. A mediados de octubre se colectaron de los corrales huevos fertilizados de aleta amarilla, con una temperatura del agua de 26,5°C. De estos huevos, de 1,0 mm de diámetro, eclosionaron en el laboratorio de la Estación de Yaeyama las larvas, que en etapa de vesícula vitelina fueron distribuidas al azar en tanques circulares con 300 litros de agua de mar filtrada. Tras la absorción de la yema (unos 2,5 días después de la cría), cuando las larvas median en promedio 3,45 mm de TN, se introdujo alimento en los tanques. El alimento consistía de mezclas de dos tipos de zooplancton: (1) zooplancton silvestre, clasificado por tamaño, proveniente de aguas locales, y (2) rotíferos cultivados. La concentración total de alimento en cada tanque osciló de 1.500 a 2.000 organismos/litro. El zooplancton silvestre consistía principalmente de nauplios de copépodo, copépodos juveniles y adultos, nauplios de otros invertebrados, fitoplancton, y tintínidos, clasificado en la fracción

de tamaño (ancho) de entre 43 y 261 μm . El ancho de los rotíferos varió de 88 a 175 μm . A intervalos de 12 a 24 horas en un período de 4 días se sacaron muestras de aletas amarillas larvales de cada tanque, y se fijaron en formol al 10% para análisis del contenido del intestino. Al mismo tiempo, se tomaron alicuotas de agua entera de cada tanque para medir las concentraciones de presas para el cálculo de índices de selectividad de alimento para cada pez. Para cada día, se calculó un valor de selectividad para cada tipo de presa mediante la comparación de la cantidad en el intestino con la cantidad en el ambiente (tanque). Se realizaron las pruebas de alimentación en duplicado con temperaturas del agua de de 25,0° a 26,1°C en los dos tanques. El nivel de luz a una profundidad de 15 cm en los tanques osciló de 380 a 420 lux.

Analís del contenido del intestino de 195 peces indicó que la dieta de los aletas amarillas consistió de una amplia variedad de organismos presa, pero que en número predominaban nauplios de copépodo y copépodos juveniles y adultos. Los nauplios de copépodo formaban del 91 al 96% de la presa total consumida cada día. Durante los cuatro días del estudio, la ocurrencia porcentual de los copépodos juveniles y adultos aumentó de 1,4% (día 1) a 7,5% (día 4). Los rotíferos, aunque formaban del 30 al 50% del alimento disponible, fueron consumidos en cantidades bajas (0,4 a 2,1% del número total de presas consumidas por día). Otras presas, que incluían huevos de invertebrados, tintínidos, y fitoplancton, fueron igualmente consumidas en cantidades bajas (<2,0% en número por día). El número medio de presas consumido por larva por día varió de 11,4 a 20,3. La incidencia de alimentación (el porcentaje de larvas que contenían al menos un organismo de alimento en el intestino) fue elevado, entre 94,6% y 100% cada día.

El ancho de la boca de las larvas, que suele fijar el límite superior del tamaño de las presas, aumentó de un valor medio de 265 μm el día 1 a 365 μm el día 4. En promedio, las larvas consumieron presas considerablemente más pequeñas de lo que podía caber en la boca.

Se estimaron valores de selectividad de presa para los cuatro grupos taxonómicos de presas más abundantes: nauplios de copépodos, copépodos (copepoditos y adultos combinados), rotíferos, y huevos de invertebrados. Todos los días ocurrió una parcialidad fuerte hacia nauplios de copépodo y en contra de rotíferos. Durante los 3 primeros días de alimentación, los copépodos fueron consumidos en proporciones casi iguales a su abundancia, y el día 4 ocurrió una ligera parcialidad hacia copépodos. Las larvas mostraron selección en contra de huevos de invertebrados en todos los días de alimentación.

Pese a que las larvas de aleta amarilla mostraron una preferencia fuerte para nauplios de copépodo sobre rotíferos durante los 4 primeros días de alimentación, cabe destacar que, en otras pruebas conjuntas de alimentación CIAT-Japón, las aleta amarilla larvales comieron rotíferos de buena gana si eran el único tipo de presa que se les ofrecía. La evaluación de las dietas óptimas para los aletas amarillas larvales en sistemas de cultivo requerirá más comparaciones simultáneas de la supervivencia y crecimiento de aletas amarillas alimentados con dietas separadas de plancton silvestre *versus* rotíferos.

Edad y crecimiento de larvas de aleta amarilla

Se usan frecuentemente los incrementos en los otolitos de los peces para el retrocálculo de la talla de edades previas para estimar las tasas de crecimiento de peces individuales. El uso de los incrementos de crecimiento en los otolitos para evaluar cambios recientes en las tasas de crecimiento de larvas individuales podría mejorar la comprensión de los mecanismos que rigen la supervivencia y el reclutamiento subsecuente de las clases anuales. Es necesario validar la formación diaria de los incrementos e investigar los factores que podrían afectar el crecimiento somático y de los otolitos durante las etapas tempranas del ciclo vital de los escómbridos (por ejemplo, la temperatura y/o disponibilidad de alimento) para poder retrocalcular la talla a partir de mediciones del ancho de los incremento en los

otolitos. Durante septiembre de 1992, investigadores de la CIAT y la JASFA llevaron a cabo en la Estación de Yaeyama de la JASFA un experimento para determinar el momento y periodicidad de la formación de los incrementos en los otolitos de las larvas del atún aleta amarilla y examinar las reacciones de crecimiento somático y de los otolitos a dos temperaturas de agua en el laboratorio. En el Informe Anual de la CIAT de 1993 se describen los resultados obtenidos con respecto al momento de formación del primer incremento y validación de la periodicidad diaria de la formación de incrementos en los otolitos.

Se usaron para los experimentos de crecimiento larvas producidas por aletas amarillas reproductores mantenidos en corrales marinos anclados en aguas adyacentes a la Estación de Yaeyama. Tras desovar los reproductores en uno de los corrales alrededor de las 10 de la noche, se colectaron unos 370.000 huevos fertilizados en la superficie. La temperatura superficial era 28,4°C. En el laboratorio, los huevos fueron colocados en dos tanques de 100 litros a densidades de 31 y 32 huevos/litro, respectivamente. Se mantuvo la temperatura del agua a 26° en uno de los tanques y a 29°C en el otro, niveles seleccionados porque la mayoría del desove ocurre entre esas temperaturas en la Estación de Yaeyama y en el Océano Pacífico oriental. La mañana siguiente se distribuyeron los huevos entre seis tanques de 30 litros cada uno, tres a cada temperatura, a densidades de 13 huevos/litro. Las larvas fueron muestreadas en el momento de cría, y posteriormente a intervalos de 12 horas durante 4 días, conservadas en etanol al 95%, y luego medidas. No se corrigieron las tallas para compensar por contracción en etanol. Huevos (en etapa de embrión sin cola) y larvas en cría fueron también conservados en formol al 5% para examinar la contracción y obtener información adicional sobre el crecimiento. El experimento fue terminado al cabo de 4 días porque las larvas sobrevivieron mal a la temperatura más elevada. Larvas del mismo desove fueron criadas en dos tanques cilíndricos de 100 litros a temperatura del agua ambiental (26,4°C y 28,4°C) durante 5 a 6 días y en un tanque rectangular de 5.000 litros durante 24 días. Algunas de las larvas sobrevivieron hasta 24 días, y se conservaron algunas para validación de la formación diaria de los incrementos y para examinar el crecimiento durante un período extendido en condiciones de laboratorio. Las larvas en primera etapa de alimentación fueron mantenidas a niveles de alimento de 5.000–6.500 rotíferos/litro. Las larvas en el tanque de 5.000 litros fueron alimentadas con rotíferos a densidades de 1.000 a 5.000/litro entre los 3 y 24 días después de la cría, suplidos con 100–300 nauplios de *Artemia* por litro entre los 11 y 24 días después de la cría.

Los huevos y larvas criados a 29°C se desarrollaron con mayor rapidez que aquellos criados a 26°C. A 29°C, la mayoría de las larvas eclosionaron 18 horas después de la fertilización, y la absorción de la yema y primera alimentación (es decir, ojos completamente pigmentados y boca funcional) ocurrieron aproximadamente 50 horas después de la eclosión. A 26°C, esos eventos ocurrieron a 21 y 60 horas, respectivamente. El diámetro de los huevos criados a temperatura del agua ambiental osciló de 0,93 a 1,0 mm justo antes de la eclosión. El peso seco de los huevos conservados en formol al 5% osciló entre 32,8 y 38,2 µg. Aunque el diámetro de los huevos no fue afectado por la conservación en formol, sí ocurrió contracción en el formol en el caso de larvas de vesícula vitelina y en primera etapa de alimentación, y se ajustaron las tallas de forma correspondiente. La talla media ajustada de las larvas conservadas en formol criadas a 26° y 29°C, 2,41 y 2,58 mm en talla de notocordio, respectivamente, fueron significativamente diferentes. Esta diferencia no fue detectada en las larvas conservadas en etanol, probablemente porque el tamaño de las muestras en el momento de cría era demasiado pequeño. A pesar de la diferencia en tamaño de cría, la talla media de peces sometidos a los dos regímenes de temperatura no fueron significativamente diferentes después de la primera alimentación (a los 2,5 días después de la cría).

Las tasas de crecimiento somático y de los otolitos de las larvas conservadas en etanol de cada régimen de temperatura fueron comparadas mediante el ajuste de modelos lineales a las tallas medias

por edad de cada tanque replicado y con análisis de covarianza para comparar las pendientes y promedios ajustados. Aunque las larvas se desarrollaron más rápidamente a la temperatura más elevada, las tasas de crecimiento y promedios ajustados no fueron significativamente diferentes entre las dos temperaturas desde medio día hasta 4 días después de la cría (incluyendo 2 días de alimentación) para talla larval ni tamaño de los otolitos. El crecimiento en talla para los datos agrupados fue lento y lineal, 0,07 mm/día. El crecimiento de los otolitos no fue lineal, y la mejor descripción es una curva de potencia. Una tasa media de crecimiento de 1,90 $\mu\text{m}/\text{día}$ fue estimada a partir de los datos agrupados mediante integración y diferenciación del modelo de crecimiento. Es posible que hayan ocurrido diferencias debidas a temperatura en las tasas de crecimiento más allá de los 2 días de alimentación, pero no fue posible determinarlo debido a la mala supervivencia de las larvas sometidas al régimen de temperatura elevada. Pese a que los resultados preliminares de este experimento y la validación de incrementos diarios sugieren la utilidad de los incrementos en los otolitos para el retrocálculo de la talla de los peces a edades previas, y de ahí la estimación de sus tasas de crecimiento individuales, serán necesarios más experimentos para examinar los efectos de la temperatura sobre el crecimiento somático y de los otolitos durante períodos extendidos.

El crecimiento en el laboratorio fue también examinado para larvas entre medio día y 24 días después de la cría. Se agruparon los datos del experimento de temperatura con datos de talla de larvas de mayor edad. Fueron evidentes tres etapas de crecimiento lineal a partir de los datos de talla-edad. El crecimiento de las larvas en talla fue lento (0,07 mm/día) entre medio día y 5 días después de la cría. Larvas de entre 5 y 16 días de edad crecieron más rápidamente (0,27 mm/día). Ocurrió poco o ningún crecimiento entre los 16 y 24 días (es decir, la regresión no fue significativa) y quedaron pocos supervivientes. Estas larvas de etapa tardía parecían demacrados, malnutridos, y más pequeños que escómbridos de edades similares capturados en el mar. La tasa de crecimiento máxima estimada a partir de estas larvas criadas en el laboratorio (0,27 mm/día) fue muy inferior a la estimación de 0,47 mm/día calculada para larvas de aleta amarilla de edad similar capturadas en el mar (*Envir. Biol. Fish.*, 39(3): 259-270). Es posible que la mala supervivencia y crecimiento más lento en el laboratorio esté asociado con la mala condición y peor viabilidad de los huevos y larvas desovados al fin del período de desove de los reproductores cautivos y/o la alimentación con presas no naturales (ver Informe Anual de la CIAT de 1993). Se están considerando para el futuro experimentos ideados para examinar las discrepancias en las estimaciones de crecimiento y supervivencia.

Crecimiento y selectividad de alimento de aletas azules larvales

Durante 1993, investigadores de la CIAT y la JASFA iniciaron experimentos conjuntos en la Estación de Yaeyama para estudiar el ciclo vital temprano del atún aleta azul. Hasta ahora no se disponía de datos experimentales que describieran el crecimiento y ecología de alimentación de las larvas del aleta azul. Uno de los objetivos de los experimentos fue determinar las condiciones óptimas (por ejemplo, temperatura, luz, tipo y concentración de alimento) para el cultivo de dichas larvas. Se llevaron a cabo experimentos para examinar el crecimiento temprano (somático y de los otolitos), tasas de inanición, y selección de alimento. Durante 1994 se completó en el laboratorio de la CIAT en La Jolla el análisis de los resultados de los estudios de crecimiento somático y de selección de alimento.

En julio de 1993 se obtuvieron larvas de aleta azul recién criadas de una empresa privada en Japón, que las envió por avión a la Estación de Yaeyama. Fueron criadas de huevos desovados en corrales marinos a una temperatura del agua de 20,3°C, e incubadas a de 22° a 24°C. Empezaron a comer unos 3 días después de la cría. Se realizó un experimento de crecimiento en tanques cilíndricos de 100 litros de capacidad durante un período de 10 días. Para mantener floraciones de fitoplancton en los tanques se añadieron pequeños volúmenes de cultivos concentrados del alga *Nannochloropsis*. El nivel de luz en la superficie del agua de cada tanque osciló de 2.300 a 2.800 lux. El alimento consistió de zoo-

plancton silvestre clasificado por tamaño en las siguientes fracciones de tamaño (ancho): día 1 a día 2: 42–184 µm; día 3: 42–351 µm; día 4 a día 10: 42–526 µm. Se mantuvo el nivel de alimento entre 300 y 600 organismos planctónicos/litro. Se realizaron los tratamientos de alimento por triplicado; se tomaron muestras de larvas de los tanques cada 1 a 2 días, y fueron conservadas en formol al 5% para análisis del crecimiento. La temperatura del agua en los tres tanques osciló de 24,0° a 25,4°C.

En el momento de primera alimentación, las larvas fijadas en formol midieron en promedio 3,55 mm en talla de notocordio (TN) y pesaron 23,9 µg en peso seco. La supervivencia al cabo de 10 días de alimentación fue variable entre los tanques, con una supervivencia media (ajustada para las muestras sacadas) estimada de 11,1%, 13,9% y 33,3% en los tres tanques. Durante los 10 primeros días de alimentación, el crecimiento en talla fue caracterizado por regresiones lineales descriptivas de dos fases distintas de crecimiento: 6 primeros días: $TN = 3,520 + 0,151d$; 4 días siguientes: $TN = 2,220 + 0,370d$; donde TN = talla de notocordio en mm y d = días desde la primera alimentación. El crecimiento en peso en esos 10 días fue exponencial, y lo describe la regresión $W = 23,4165e^{0,2242d}$, donde W = peso seco en microgramos y d = días desde la primera alimentación. El coeficiente de crecimiento de 0,2242 equivale a una tasa específica de crecimiento de 25,1% por día. La relación talla-peso para las larvas durante los 10 primeros días de alimentación fue estimada en $W = 0,1315TN^{4,2262}$, donde W = peso seco en microgramos y TN = talla de notocordio en milímetros.

También se completaron dos experimentos de selectividad de alimento. El primero examinó la selectividad de aletas azules en primera etapa de alimentación ofrecidos zooplancton silvestre y rotíferos cultivados, y el segundo la selectividad de larvas mayores ofrecidas zooplancton silvestre, rotíferos cultivados, y camarones *Artemia* cultivados. En el primer experimento, con larvas en primera alimentación, se les ofreció dos niveles de alimento de presa mixta: (1) alimento elevado (1.000 organismos planctónicos/litro total, mitad plancton silvestre y mitad rotíferos), y (2) alimento bajo (200 organismos planctónicos/litro total, mitad plancton silvestre y mitad rotíferos). Se usó este diseño para examinar los efectos de cambios en la abundancia total de presas sobre la selectividad de alimento de larvas en primera etapa de alimentación.

En el primer experimento, se clasificó el plancton silvestre por ancho como sigue: días 1, 2, y 3: 42–184 µm; día 4: 42–351 µm. El ancho de los rotíferos osciló de 88 a 188 µm. Las larvas fueron alimentadas en tanques cilíndricos de 100 litros de capacidad. Durante un período de 4 días se sacaron cada día muestras de larvas de cada tanque, y se fijaron en formol al 10% para análisis del contenido del intestino. Se tomaron simultáneamente aliquotas de agua entera de cada tanque para estimar la selección de presa. Entre 5 y 7 días después de la primera alimentación, las larvas fueron mantenidas en la dieta de plancton silvestre y rotíferos, pero no se tomaron muestras del contenido del intestino.

Para el segundo experimento, en el octavo, noveno, y décimo día de alimentación se les ofreció a las larvas mayores presa mixta compuesta de plancton silvestre, rotíferos cultivados, y camarones *Artemia* cultivados (140–245 µm de ancho). La concentración total de alimento en cada tanque osciló de 500 a 700 organismos planctónicos/litro. Los experimentos de alimentación fueron realizados por triplicado en una temperatura de agua de entre 23,9° y 25,5°C en los tres tanques.

Durante los 4 primeros días de alimentación, las aletas azules consumieron una variedad de presas, pero nauplios de copépodo y copépodos juveniles y adultos formaron la mayor parte de la dieta. Bajo condiciones de alimento elevado y bajo, los nauplios de copépodo respondieron de un 65–95% de todas las presas consumidas en cada uno de los 4 primeros días. El consumo de copépodos juveniles y adultos aumentó del primer día al cuarto. Los rotíferos, que formaron casi el 50% de la presa disponible en los 4 primeros días, fueron consumidos en cantidades bajas (0–6% del número total de presas cada día). Las demás presas en la dieta fueron poco comunes (<3% en número por día) e incluyeron apendiculares, gastrópodos veligeros, y huevos de invertebrados. Las larvas comenzaron a cambiar su selección de presa en el octavo día de alimentación. Del día 8 al día 10, consumieron un porcentaje más

bajo de nauplios de copépodo, aunque los nauplios siguieron formando el mayor componente de la dieta en número, y comieron un mayor porcentaje de rotíferos. La abundancia de los copépodos en la dieta permaneció relativamente constante durante este período. Se les ofreció a las larvas nauplios de *Artemia* en cantidades bastante grandes (20–25% de las presas disponibles) a partir del día 8, pero no comieron ninguno.

La incidencia de alimentación fue elevada, oscilando del 88% al 100% por día durante los 10 días del estudio. El número medio de presas consumidas por larva durante los 4 primeros días fue afectado por el número total de presas disponibles, y aumentó regularmente cada día con el régimen de alimento elevado, mientras que con el régimen de alimento bajo disminuyó para el día 4. Generalmente, las tasas de consumo de presas aumentaron con la edad de las larvas; los rangos absolutos de número de presas comidos por larva fueron: día 1–4: 0–24 presas; y día 8–10: 5–60 presas.

El tamaño (ancho) de la boca de las aletas azules larvales se duplicó de un valor medio de 285 µm el primer día de alimentación a 600 µm el décimo día. Las larvas seleccionaron presas de tamaño muy inferior, en promedio, al tamaño de la boca.

Se estimaron valores de selectividad para los grupos taxonómicos de presas más abundantes en los intestinos de las larvas o en los tanques. Estos grupos incluyeron nauplios de copépodo, copépodos calanoides, copépodos ciclopoides, copépodos arpactacoides, rotíferos, huevos de invertebrados, y nauplios de *Artemia* sp. Durante los 4 primeros días de alimentación, las aletas azules mostraron una preferencia fuerte por los nauplios de copépodo y contra los rotíferos, y débil por los copépodos. Estos patrones de selectividad fueron más pronunciados a los niveles más bajos de alimento. La selección temprana contra rotíferos es interesante, ya que los aletas azules comieron raciones de puro rotífero de buena gana en otras pruebas de alimentación realizadas por investigadores de la JASFA. Durante la segunda semana de alimentación, cambiaron su pauta de selección de presas, seleccionando contra nauplios de copépodo y mostrando una fuerte preferencia por los rotíferos y copépodos ciclopoides. Las larvas seleccionaron contra los nauplios de *Artemia* sp. tras su introducción como presa a partir del octavo día de alimentación, y contra los huevos de invertebrados todos los días.

Pruebas de mesocosmo

Larvas de barrilete negro criadas en el Laboratorio de Achotines en febrero de 1994 fueron almacenadas *in situ* en pequeños "mesocosmos" en aguas adyacentes a la Bahía de Achotines. Estas pruebas preliminares están diseñadas para examinar la eficacia de mantener para la investigación larvas pequeñas de atunes en corrales flotantes y determinar cuáles concentraciones de microzoopláncton podían ser mantenidas dentro de los mesocosmos. Se construyeron cuatro jaulas flotantes, y en tres de ellas se colocaron larvas de barrilete en etapa de vesícula vitelina. La jaula más pequeña, de forma cilíndrica y malla de 35 µm, encerraba 40 L de agua. Las dos jaulas más grandes, de forma cónica y malla de 70 y 335 µm, encerraban 90 L y 200 L de agua, respectivamente. La tapa o el fondo de cada jaula era de plástico transparente con una pequeña trampa de bisagra. Las jaulas fueron amarradas a boyas, con pesos para mantenerlas verticales en la columna de agua, y ancladas al fondo con pesos de 14 a 23 kg; de esta forma quedaron suspendidas a entre 1 y 1,5 m por debajo de la superficie del agua. Las jaulas fueron puestas en el mar a 0,5 km mar adentro de la Bahía de Achotines, en el contorno de profundidad de 20 m. Se colocaron larvas de barrilete negro en etapa de vesícula vitelina en las jaulas a densidades de 10 larvas por litro, y cada segundo día se añadió microzooplancton. Los niveles de microzooplancton medidos en las jaulas variaron de 300 a 1.000 organismos por litro. Durante estas pruebas preliminares las jaulas permanecieron en el mar durante un período de 7 a 10 días.

Se sabe que el abastecimiento inicial de larvas tuvo éxito, ya que buzos observaron larvas activas nadando en las jaulas el primer día de alimentación. Al recuperar las jaulas, sin embargo, no se encontró ninguna larva viva. Es probable que la mayoría de la mortalidad ocurrió al ser subidas las jaulas a

la superficie para añadir alimento, ya que en esas ocasiones fueron sometidas a turbulencia causada por el viento y a oleadas fuertes. No obstante, el concepto de los mesocosmos parece ser bien prometedor para el estudio de atunes larvales en condiciones *in situ* en el Laboratorio de Achotines. Pruebas futuras incorporarán jaulas más grandes de uno de dos diseños: (1) jaulas sumergidas a profundidad, fabricadas de malla más gruesa (335–500 µm) para permitir el pasaje de organismos de alimento, y no tocadas hasta ser recuperadas; o (2) "bolsas" cónicas impermeables, alcanzando profundidades de varios metros y suspendidas de anillos de flotación en la superficie, permitiendo así añadir alimento sin perturbar físicamente a las larvas.

Estudios de ictioplanctón y oceanográficos

Entre agosto de 1989 y noviembre de 1993 se realizó un muestreo de escómbridos larvales y organismos de alimento y una medición de los parámetros físicos del océano. El objetivo del programa de muestreo a partir de octubre de 1990 fue obtener información sobre los patrones de día-noche y por temporada de la distribución vertical, el crecimiento, la dieta, y la condición nutritiva de los escómbridos larvales en relación a las características del ambiente físico y la disponibilidad de organismos de alimento en la columna de agua.

Se realizó el muestreo de larvas y organismos de alimento en la Estación MSB (Figura 25). Se tomaron las muestras con una pequeña red de arrastre de Tucker, un aparato de muestreo capaz de ser abierto y cerrado bajo el agua y así capturar larvas en estratos discretos de profundidad, a bordo de un pequeño barco de investigación, el *Achotines III*. La red de Tucker tenía una apertura de 75 × 83 cm y malla de 335 µm. El microzooplancton, que sirve de alimento para las larvas, fue colectado simultáneamente con una red más pequeña (apertura 12 × 12 cm) de malla más fina (73 mm) colocada dentro de la red de Tucker. La red lleva también un aparato para registrar la hora, la temperatura del agua, y la profundidad de la red durante el arrastre.

Se procuró realizar cada mes tres muestreos con red de Tucker, uno de día, otro de noche, y el tercero en períodos consecutivos de día-noche. Durante los viajes de muestreo se realizaron dos arrastres oblicuos replicados en cinco estratos nominales de profundidad, 0–5, 5–20, 20–40, 40–60, y 60–80 m (0–3, 3–11, 11–22, 22–33, y 33–44 brazas). Los tres estratos menos profundos fueron muestreados durante cada viaje, pero los dos más profundos solamente una vez por trimestre. Inmediatamente antes y después de realizar una serie de arrastres, se hizo un lance de CTDO a profundidades de hasta 100 m (55 brazas). El CTDO es un instrumento que mide simultáneamente y continuamente la conductividad (salinidad), temperatura, profundidad, oxígeno disuelto, y radiación fotosintéticamente disponible del agua en toda la profundidad del lance. Se registraron observaciones sobre el tiempo, la intensidad de la luz ambiental, la claridad del agua, y el estado del mar. Las muestras de los tres estratos más someros fueron divididas en dos durante el arrastre por un dispositivo montado en la red y conservadas en etanol al 95% para los estudios de crecimiento y de hábitos alimenticios, y en solución de Bouin para los estudios de la condición nutritiva. No se dividieron las muestras recogidas en los dos estratos más profundos, y se conservaron en formol al 5%; se hizo lo mismo con las muestras microzooplancónicas de todos los estratos. Durante cada viaje se toma una muestra de agua de la superficie del mar para un análisis de fitoplancton tóxico.

Todas las muestras de ictioplancton tomadas a bordo del *Achotines III* son procesadas inicialmente en el Laboratorio de Achotines. Se extraen las larvas de escómbridos de las muestras de plancton, se identifican al nivel más detallado posible, y se miden. Las larvas son enviadas a los científicos en el laboratorio de La Jolla para estudios subsiguientes. El personal del Laboratorio de Achotines está también clasificando muestras de ictioplancton tomadas en el Golfo de Panamá por un investigador de la CIAT a bordo del barco *McArthur*, del National Oceanographic and Atmospheric Administration de los Estados Unidos (ver Informe Anual de la CIAT de 1992).

Además de los muestreos con la red de Tucker, se intentó realizar al menos una vez por mes estudios oceanográficos cerca de la costa en 14 estaciones a lo largo de 3 transectos que se extienden mar afuera desde Punta Mala, la Bahía de Achotines, y Morro Puercos hasta el isóbato de 2.000 m (1.094 brazas) (Figura 25). Se hicieron observaciones a lo largo de cada transecto en las aguas de la plataforma continental, el borde de la plataforma, la vertiente continental, y el abismo. Las observaciones en las estaciones consistieron en un lance de CTDO hasta 100 m o hasta casi el fondo, un lance de disco de Secchi, y observaciones de las condiciones metereológicas. Se tomaron varias veces durante los muestreos muestras de agua cerca de la superficie y cerca del fondo, usando frascos de Niskin para calibrar los datos del CTDO.

En noviembre de 1993 se suspendió el programa de muestreo de ictioplancton y oceanográfico hasta después de analizar las muestras y datos tomados hasta la fecha y diseñar más estudios. Durante 1994 se prosiguió en el Laboratorio de Achotines el procesamiento de las muestras de ictioplancton colectadas en 1993, arriba descritas.

Estudios del recurso de pargo

El Sr. Amado Cano, de la Dirección General de Recursos Marinos (DGRM) de Panamá, y miembros del personal de la CIAT están llevando a cabo estudios de algunas de las especies de peces costeros de importancia comercial en la Provincia de Los Santos de la República de Panamá. El objetivo de este proyecto, radicado en el Laboratorio de Achotines, es obtener datos fundamentales sobre la biología y capturas potenciales de estas especies. La industrialización reciente, principalmente relacionada con el perfeccionamiento del procesamiento y exportación de las capturas, y el posible ingreso de embarcaciones de mayor tamaño a la pesquería, hacen que sea deseable contar con estimaciones del rendimiento potencial. En 1986 se inició un programa de muestreo para estudiar y evaluar los recursos de pargo (familia Lutjanidae) y otras especies costeras. Biólogos de la DGRM toman rutinariamente datos sobre capturas, esfuerzo, talla, y peso. Estos datos básicos proporcionarán información sobre la composición por especie, composición por talla, factores de condición, captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por varias configuraciones de las artes de pesca, y las variaciones estacionales de todos éstos. La especie principalmente capturada es *Lutjanus peru*, pero cantidades menores de *L. guttatus*, *L. argentiventris*, *L. jordani*, *L. novemfasciatus*, *L. aratus*, *L. viridis*, *L. inermis*, *L. colorado*, y *Hoplopagrus guntheri* también son capturadas. Las tres primeras especies forman más del 90% de la captura en la Provincia de Los Santos. Se ha completado un manuscrito que resume los datos de los cuatro primeros años del estudio.

En una subsección anterior titulada ***Proyecto conjunto OFCF-Panamá-CIAT*** se describe un proyecto que incluye la investigación del cultivo de pargos y/o corvinas (Esciénidos) y la producción de organismos para alimentar a sus larvas y juveniles.

Oceanografía y ecología de los atunes

El personal de la CIAT estudia las condiciones en el Océano Pacífico, entre ellas la temperatura superficial del mar (TSM), profundidad de la termoclina, nivel del mar, y el Índice de Oscilación del Sur (IOS), puesto que algunas de éstas afectan la abundancia y vulnerabilidad a la captura de los atunes en el Océano Pacífico oriental. En el presente informe, la termoclina se refiere a la capa en el océano debajo del fondo de la capa de mezcla, donde la temperatura disminuye rápidamente con la profundidad. Los peces que habitan la superficie son más vulnerables a la captura cuando la termoclina está a poca profundidad. El IOS, la diferencia entre las anomalías (desviaciones de la norma) en la presión atmosférica de superficie en Tahiti (Polinesia Francesa) y Darwin (Australia), es una medida de la fuerza de los vientos de oriente tropicales del sur. Valores negativos del IOS están frecuentemente, pero no siempre, asociados con condiciones de El Niño, caracterizadas por TSM altas y termoclinas profundas, especialmente frente al norte de América del Sur. El personal de la CIAT grafica las anomalías de las TSM

de cada mes, y el Servicio Meteorológico Nacional de los Estados Unidos publica cada mes en su *Climate Diagnostics Bulletin* la profundidad de la termoclina, el nivel del mar, y el IOS.

Durante el cuarto trimestre de 1993, las circulaciones atmosféricas y oceánicas se estaban normalizando lentamente en la mayor parte del Pacífico oriental tropical (POT), tras condiciones de El Niño que persistieron durante gran parte de ese año. Las únicas áreas de tamaño significativo que todavía presentaban TSM de más de 1°C por encima del nivel normal yacían al suroeste de Baja California y al oeste de Perú central. Estas áreas cálidas persistieron durante todo 1993 debido a vientos de superficie leves, que llevaron a una reducción en la mezcla por el viento en la capa superior del océano. La termoclina permaneció a unos 20 m (11 brazas) por debajo de su nivel normal durante octubre y noviembre de 1993, pero para el fin de diciembre había subido a 8 m (4 brazas) por encima de lo normal. El nivel del mar siguió bajando, y al fin de diciembre estaba debajo de su nivel normal en algunas áreas costeras de América del Sur. El IOS subió finalmente a cero en diciembre, tras 15 meses de valores negativos.

Durante el primer trimestre de 1994 las TSM fueron casi normales en la mayor parte del POT. Por primera vez en 12 meses no hubieron anomalías positivas significativas de las TSM en la parte ecuatorial del POT; de hecho, en la mayor parte de la región ecuatorial al este de aproximadamente 165°E las TSM fueron, en promedio, ligeramente inferiores al nivel normal. A lo largo de la costa de Perú, en Talara, Chimbote, y Callao, las TSM estuvieron de 0,5° a 1,5°C por debajo de lo normal (Figura 26). Las TSM de más de 1°C por encima del nivel normal persistieron en el área al suroeste de Baja California, debido principalmente a los leves vientos de superficie asociados con la debilidad del sistema de alta presión del Pacífico oriental en ese área. En el hemisferio sur este sistema y sus vientos tropicales de oriente asociados se estaban normalizando paulatinamente, aunque ocurrieron períodos de vientos alisios tropicales débiles, reflejados en reducciones del IOS. Sin embargo, durante este período el nivel del mar y la profundidad de la termoclina bajaron a niveles subnormales (Figura 26).

Durante el segundo trimestre de 1994 las TSM estaban a entre 1° y 2°C por debajo de su nivel normal en varios lugares a lo largo del ecuador desde 80°W hasta 135°W, indicando que el afloramiento ecuatorial era probablemente más fuerte que durante el primer trimestre del año. Las anomalías de las TSM en abril de 1994 (Figura 27) son representativas de aquellas en la mayor parte del POT en otros meses del segundo trimestre. Frente al norte de América del Sur se ampliaron las áreas con anomalías negativas de las TSM. Además, el área de altura al sur de Baja California, que presentó TSM de 1° a 2°C por encima de lo normal durante más de 6 meses, tuvo, en promedio, TSM ligeramente subnormales (Figura 27).

Durante el tercer trimestre de 1994, las TSM fueron ligeramente subnormales a lo largo del ecuador al este de 140°W. En otras partes del POT las TSM fueron casi normales (Figuras 26 y 27). Por contraste, fueron de 1° a 2°C por encima de lo normal sobre una gran región del Pacífico central ecuatorial, debido principalmente a vientos superficiales de oriente leves, que llevaron a una mezcla por el viento anormalmente baja en la capa superficial del océano. El IOS se redujo a -1,8 durante el tercer trimestre. Ocurrieron algunas áreas pequeñas con TSM de 1°C por encima de la norma frente al Perú, pero no hubo ninguna tendencia hacia anomalías positivas en el POT.

Durante el cuarto trimestre de 1994, las TSM fueron casi normales, en promedio, a lo largo del ecuador desde 85°W hasta 140°W. En la Figura 28 se ilustran las anomalías de las TSM en el POT en diciembre de 1994; son bastante representativas de los demás meses del trimestre. Varias áreas al sur del ecuador y al este de 140°W tuvieron TSM de más de 1°C por encima de la norma; estas áreas habían persistido desde el fin del Niño de 1993–1994, y no parecen haber formado parte del comienzo de otro Niño durante el cuarto trimestre. Además, tuvo lugar un alza lenta del nivel del mar a por encima de la norma en estaciones costeras de América del Sur y un aumento en la profundidad de la termoclina al este de 110°W entre 5°N y 5°S. El IOS, empero, fue más alto que en el segundo y tercer trimestre (Figura 26). Esto refleja probablemente un nuevo período de vientos de superficie más fuertes a medida que el

sistema de alta presión de superficie procura normalizarse sobre el Pacífico tropical del sur. A diferencia de la situación en el POT, las TSM estuvieron de 1° a 2°C por encima de la regla sobre la mayor parte de la región ecuatorial entre 170°E y 150°W (Figura 28). Cerca de 170°W se observaron algunas TSM de más de 3°C por encima del nivel normal al fin de diciembre. Estas condiciones han prevalecido generalmente cerca de la línea de cambio de fecha en los dos últimos años. En el ejemplar de noviembre de 1994 del *Climate Diagnostics Bulletin* se constó que la persistencia de las condiciones atmosféricas y oceánicas anormales significaba que se estaba desarrollando la fase madura de un episodio de agua cálida en el Pacífico central ecuatorial y que se trasladaría al este hacia el POT. (En los últimos años algunos meteorólogos y oceanógrafos han considerado que un calentamiento extenso e IOS negativos en el Pacífico occidental tropical al oeste de 150°W son precursores de condiciones de El Niño en el POT. Sin embargo, aparentemente ésto no vale en todos los casos, ya que las TSM fueron casi normales en el POT durante el segundo semestre de 1994.)

PROGRAMA ATUN-DELFIN

En el Océano Pacífico oriental (OPO), los atunes aleta amarilla de entre unos 11 y 45 kg (25 a 100 libras) se asocian frecuentemente con mamíferos marinos, especialmente con delfines manchados, tornillos, y comunes. En la Figura 29 se ilustran las distribuciones espaciales de los distintos stocks de estas tres especies. Los pescadores con red de cerco descubrieron que para maximizar sus capturas de aleta amarilla en el OPO tenían que buscar manadas de delfines o bandadas de aves marinas que se encuentran a menudo con delfines y atunes, calar la red alrededor de los delfines y los atunes, cobrar la mayoría de la red, realizar una maniobra de retroceso para permitir a los delfines escapar sobre los corchos de la red, y finalmente cobrar el resto de la red y cargar el pescado a bordo del barco. Desgraciadamente, particularmente durante los años 60 y 70, muchos delfines murieron sofocados tras enmallarse en las redes.

En 1976 se ampliaron las responsabilidades de la CIAT al incluir los problemas ocasionados por la mortalidad incidental de delfines en las redes de cerco atuneras del OPO. La Comisión acordó trabajar para mantener la producción atunera a un alto nivel y al mismo tiempo mantener a los stocks de delfines a, o por encima de, niveles que garantizaran su supervivencia a perpetuidad, haciendo todos los esfuerzos razonablemente posibles por evitar la muerte innecesaria o por negligencia de delfines (ver actas de la reunión de la CIAT de 1976). Las responsabilidades principales del Programa Atún-Delfín de la CIAT son (1) controlar la abundancia de los delfines y su mortalidad incidental a la pesca mediante la toma de datos a bordo de barcos atuneros de cerco pescando en el OPO, (2) analizar estos datos y hacer recomendaciones adecuadas para la conservación de delfines, (3) estudiar las causas de la mortalidad de delfines en las faenas de pesca e instar a los pescadores adoptar técnicas de pesca que minimicen la mortalidad de delfines, y (4) estudiar los efectos de los distintos modos de pesca sobre las poblaciones de peces y otros animales del ecosistema pelágico.

Toma de datos

Cobertura del programa de observadores

El diseño de muestreo del programa de observadores para 1994 estableció una cobertura del 100% de los viajes realizados por barcos de la clase 6 (mayores de 400 toneladas cortas de capacidad) que pescaran atunes en el OPO. Todos los viajes de barcos de flotas excepto las de Estados Unidos y México serían muestreados por el Programa Atún-Delfín de la CIAT. La mitad de los viajes de barcos de México y Estados Unidos serían muestreados por observadores de los respectivos programas nacionales (el Programa Nacional para el Aprovechamiento del Atún y Protección de los Delfines

(PNAAPD) de México y el del National Marine Fisheries Service (NMFS) de los Estados Unidos); los demás viajes serían muestrados por los observadores de la CIAT.

Observadores de la CIAT o de los programas nacionales pertinentes acompañaron 466 viajes de pesca en el OPO iniciados en 1994 por barcos de clase 6, más 45 viajes de la misma categoría iniciados en 1993 y terminados en los primeros meses de 1994, para un total de 511 viajes muestrados en 1994 por los tres programas. El programa de la CIAT muestreó barcos faenando bajo la jurisdicción de Belice, Colombia, Ecuador, los Estados Unidos, México, Panamá, San Vicente y Granadinas, Vanuatu, y Venezuela.

La CIAT también muestreó, a petición del administrador de la embarcación, un viaje de pesca de un barco de la clase 5 (301–400 toneladas cortas de capacidad) matriculado en Colombia.

Los programas de la CIAT y de México muestraron, en combinación, el 100% de los viajes de la flota mexicana, y los programas de la CIAT y de Estados Unidos hicieron lo mismo para la flota de ese país. Las flotas de Belice, Colombia, Panamá, San Vicente y Granadinas, Vanuatu y Venezuela fueron asimismo cubiertas al 100% por el programa de la CIAT. La flota de Ecuador no alcanzó la cobertura completa debido a un único viaje de un barco cuyo administrador no solicitó observador; el gobierno de Ecuador obligó al barco a volver a puerto tras 11 días en el mar para embarcar a un observador de la CIAT.

En la Tabla 14 se resume la cobertura de muestreo de los cerqueros de clase 6 de la flota internacional por la CIAT y los dos programas nacionales. El 72% de los viajes fue muestrado por la CIAT, y los tres programas combinados muestraron más del 99% del total de viajes.

Capacitación

Durante 1994 se llevaron a cabo cinco cursos para entrenar nuevos observadores en los métodos para colectar información a bordo de barcos atuneros (Tabla 15). Los asistentes recibieron instrucción acerca de cómo identificar las especies de atunes, mamíferos marinos, tortugas y aves marinas, los requerimientos y procedimientos empleados en la recolección de los datos, métodos para estimar los tamaños de manadas de mamíferos marinos, características de las operaciones y artes de pesca, y acerca del protocolo y medidas de seguridad a bordo de los barcos.

Programa de artes de pesca

Investigación

El personal de la CIAT probó un paño de protección de delfines modificado, diseñado por el Capitán Harold Medina, actualmente retirado. Este paño, en su versión original, es una sección rectangular, de 3,2 cm ($1\frac{1}{4}$ ") de luz de malla y de unos 329 m (180 brazas) de largo y 22 m (12 brazas) de profundidad, que reemplaza la parte de la red de 10,8 cm ($4\frac{1}{4}$) de luz de malla que se encuentra adyacente a la línea de corchos en la zona del ápice del canal de retroceso. La malla más fina del paño reduce la probabilidad de que los delfines atoren el hocico en la red durante su liberación. El paño modificado consistía originalmente de un rectángulo de material sintético, de unos 2,7 por 18,3 metros, colocado en la cara interior del paño de protección normal justo debajo de, y paralelo a, la línea de corchos en el área correspondiente al ápice. Este nuevo paño fue probado durante dos viajes de pesca consecutivos del cerquero mexicano *Akalan II*. Los objetivos del paño eran: 1) facilitar el hundimiento de la línea de corchos y crear un mayor flujo de agua sobre la misma durante el retroceso, facilitando así la liberación de los delfines, y 2) mantener el ápice del canal abierto durante todo el retroceso.

Durante el primer viaje se probaron varias configuraciones de altura, color, y ubicación debajo de la línea de corchos. La altura original del paño (2,7 m) demostró ser excesiva; el aumento en la presión del agua contra el paño durante el retroceso resultó en el hundimiento de los corchos a una ve-

locidad reducida del barco, dificultando la liberación de los delfines, que suelen nadar lentamente hacia el barco durante la maniobra. Se redujo la altura a 90 cm, pero esto redujo mucho la eficacia del paño para hundir los corchos y ensanchar el ápice. Finalmente, se decidió que una altura de 1,4 m resultaba en la mejor combinación de velocidad de retroceso y los efectos deseados en el ápice. El paño original estaba instalado con su borde superior a unos 0,3 m debajo de la línea de corchos; con la modificación final de la altura del paño esta distancia quedó en 1,2 m. Los miembros de la tripulación que participaron en los esfuerzos de liberación durante el retroceso indicaron que los delfines parecían evitar el paño de color claro, especialmente con luz solar intensa. Tras varios lances se pintó el paño de color azul oscuro, pero los delfines siguieron evitándolo. Finalmente se pintó de color negro, tras lo cual los delfines ya no lo evitaron. El paño se utilizó, en sus distintas variantes, en 41 lances sobre delfines.

En general, el capitán se mostró complacido con los resultados del paño modificado, y estuvo de acuerdo con conservarlo en uso durante el viaje siguiente. Durante éste, no se llevó a cabo ninguna modificación adicional del paño, el que fue empleado en 58 lances sobre delfines. Sin embargo, el paño fue desmontado al concluir el segundo viaje, dado que mostraba señales de desgaste tras haber sido empleado en más de 100 lances con y sin delfines. El capitán indicó su convicción de que el paño es de utilidad, y demostró interés en utilizar en el futuro alguna versión modificada del mismo.

Esta modificación del paño de protección de delfines es similar a la que fuera diseñada y probada por el Sr. John Gonsalves, de la empresa Progressive Fishing Enterprises en Chula Vista (California), a mediados de los años 1970. El desarrollo de su paño de nylon recubierto con polivinilo fue financiado por la Marine Mammal Commission de los Estados Unidos, y fue probado en aguas costeras utilizando una versión truncada de una red de cerco para simular el área de retroceso, un marco de arrastre, y una embarcación remolcadora. Los resultados de estas pruebas fueron alentadores, pero no se llevaron a cabo pruebas adicionales durante operaciones de pesca debido a que, según el Sr. Gonsalves, los fondos disponibles para el proyecto se interrumpieron.

Servicios

Durante 1994 el personal del programa de artes de pesca participó en alineaciones del paño de protección de delfines y revisiones del equipo de protección de delfines en 40 barcos, 31 de los cuales estaban registrados en México, 4 en Vanuatu, y 5 en Venezuela. Para verificar la alineación del paño de protección se realiza un lance de prueba, durante el cual un técnico de la CIAT observa el desempeño de la red durante el retroceso desde una balsa inflable. El técnico transmite sus observaciones, comentarios, y sugerencias al capitán del barco por radio, y se procura resolver cualquier problema que surja. Posteriormente, se prepara un informe para el armador o administrador del barco, en el cual se resumen los comentarios del técnico de la CIAT y, en caso necesario, las recomendaciones para mejorar el equipo de protección de delfines del barco y/o la forma de usarlo.

La CIAT brinda además otros servicios para ayudar a los gerentes de flota y a los operadores de barcos individuales a reducir la mortalidad de delfines. En las oficinas regionales de la CIAT se pueden obtener publicaciones y cintas de video sobre el tema. A petición, y siempre que se disponga de las autorizaciones necesarias, se preparan *Análisis de Crucero*, informes detallados sobre viajes de pesca observados, que se envían a los armadores para permitirles evaluar el desempeño de barcos y capitanes.

Seminarios sobre la reducción de la mortalidad incidental de delfines

En 1994 se celebraron cinco seminarios sobre la reducción de la mortalidad de delfines (Tabla 13). Dichos seminarios están dirigidos no solamente a los capitanes de los barcos, directamente encargados de las faenas de pesca, sino también a otros tripulantes, personal administrativo y responsables del equipo y mantenimiento del barco. Se entrega un certificado de participación a todos los asistentes a los seminarios.

Certificados de pesca “sin delfines”

En 1990, la CIAT comenzó a proveer certificados de pesca “sin delfines” a aquellos barcos cetreros que llevaran un observador de la CIAT y en cuyos datos constaran que no se había perseguido ni cercado delfines intencionalmente durante el viaje. Se emiten estos certificados solamente a petición de la gerencia del barco. En 1994 la CIAT emitió 120 de estos certificados a barcos de Belice, Colombia, Ecuador, España, los Estados Unidos, México, San Vicente y Granadinas, Vanuatu, y Venezuela.

Constancias de Participación

La CIAT emite también *Constancias de Participación*, solicitadas inicialmente por representantes de algunas naciones pesqueras. Este documento verifica que el barco ha participado en el Programa Internacional de Conservación de Delfines (descrito más adelante) a un nivel de cobertura del 100%. También puede constar que el barco está dotado de todo el equipo de protección de delfines recomendado por la CIAT y que los técnicos de la CIAT han verificado el alineamiento correcto y condición del paño de protección de delfines en la red durante un lance de prueba. Durante 1994, la CIAT emitió, a petición, constancias para 59 viajes de pesca realizados por barcos de Colombia, Ecuador, España, los Estados Unidos, México, Panamá, Vanuatu, y Venezuela.

Estimaciones de la mortalidad de delfines ocasionada por la pesca

Durante 1994, la mortalidad de delfines en el OPO incidental a las operaciones de pesca de la pesquería de atunes con red de cerco fue de 4.095 animales, un incremento del 14% en relación a la mortalidad en 1993, pero todavía muy por debajo de los niveles estimados para los años anteriores a 1993 (Figura 30). Debido a que la cobertura del programa de observadores para los barcos cetreros de clase 6 en 1994 fue casi completa, se supone que se conoce la mortalidad total de delfines incidental a esta pesquería. Sin embargo, debido a que el personal de la CIAT todavía no dispone de los datos detallados por lance colectados por el PNAAPD, la identificación por especies y stocks no fue posible para los datos tomados en viajes muestrados por observadores del PNAAPD. Las mortalidades totales por stock y especie fueron, por lo tanto, estimadas de acuerdo al método descrito en la página 244 del Informe Anual de la CIAT de 1993. En la Tabla 16 se detallan las mortalidades estimadas, por especie y stock.

El número de lances realizados sobre delfines se incrementó en un 11% con respecto a 1993, aunque el nivel de esfuerzo de pesca todavía se encuentra por debajo del nivel estimado para el período de 1986–1992 (Figura 30). Asimismo, en 1994 se incrementó en un 6% el tonelaje de atún aleta amarilla capturado en asociación con delfines con respecto a 1993. La mortalidad promedio por lance se incrementó de 0,52 delfines en 1993 a 0,53 en 1994. Sin embargo, con respecto a las estimaciones para años anteriores a 1993, la mortalidad por lance en 1994 es todavía bien baja (Figura 30). La mortalidad promedio por tonelada de atún aleta amarilla capturado se redujo de 0,3098 animales en 1993 a 0,3025 en 1994, y ambas estimaciones son considerablemente inferiores a aquellas de los años anteriores a 1993.

Más del 13% de la mortalidad total para 1994 ocurrió en un “lance catastrófico”. Aunque el porcentaje de lances en los que mueren más de 15 animales se redujo de 13% en 1986 (el primer año para el que se cuenta con cobertura adecuada para la flota internacional) a 0,5% en 1994, la contribución de tales lances a la mortalidad total puede ser considerable. En 1994, si se excluye la mortalidad ocurrida en ese único lance catastrófico, la mortalidad total de delfines hubiera sido ligeramente inferior a la de 1993; debido a que el número de lances sobre atunes asociados con delfines fue mayor en 1994 que en 1993 (Tabla 4; Figura 30), la mortalidad por lance hubiera sido un 12% menor. Desafortunadamente, aunque existen varios factores que se considera contribuyen a la ocurrencia de lances catastróficos, no se ha podido identificar aún un método confiable que permita evitar tales eventos.

Estimaciones de abundancia relativa de delfines

Los procedimientos utilizados actualmente para estimar tendencias en la abundancia de delfines en el OPO usan una técnica estadística conocida como post-estratificación para reducir el sesgo presente en las estimaciones obtenidas con el método de transectos lineales cuando el esfuerzo de búsqueda no está distribuido al azar. La post-estratificación se aplica separadamente para estimar cada uno de los tres parámetros requeridos: la tasa de encuentro de manadas, el tamaño de cada manada, y el ancho de la banda de búsqueda efectiva. Para evitar el sesgo generalmente asociado con los procedimientos de post-estratificación, se aplica un método *ad-hoc* de suavizado independientemente a cada uno de los parámetros requeridos, evaluados por cuadrados de 1° de lado. El método no es efectivo en áreas donde hay muy poco o ningún esfuerzo de búsqueda debido a que, en ese caso, los valores deben ser extrapolados a áreas extensas dentro de las cuales las condiciones ambientales y, por ende, la densidad de delfines pueden exhibir considerable variación. Además, los datos para llevar a cabo una estratificación para los stocks norteño y sureño del delfín común son insuficientes, por lo que cabe esperar sesgos considerables en las estimaciones de estos stocks, así como fluctuaciones considerables de esos sesgos.

Trabajos de investigación publicados recientemente por científicos del NMFS de los Estados Unidos (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (2): 451–463) señalan correlaciones significativas entre variables oceanográficas y las distribuciones de delfines. Estas correlaciones pueden aprovecharse para modelar la densidad de cada especie o stock como una superficie continua a lo largo de un área adecuada. Tales modelos proveen un mecanismo alternativo para extraer a áreas de bajo esfuerzo de búsqueda dentro del área de distribución del stock. También podrían reducir los sesgos en las estimaciones de abundancia relativa de los stocks para los que el tamaño de muestra es inadecuado para la estratificación. Un uso más especulativo de estos modelos sería el de estimar la ubicación de los límites de los stocks durante años previos, tomando así en cuenta los posibles desplazamientos de la distribución de los stocks debidos a perturbaciones en las condiciones ambientales, tales como eventos de El Niño. El personal de la CIAT utiliza modelos lineales generalizados para relacionar covariables oceanográficas y geográficas con las tasas de encuentro observadas y los tamaños de manada obtenidos para cada año a partir de los datos colectados por los programas de observadores. Después de obtener estimadores anuales de las abundancias relativas, las estimaciones se suavizan utilizando un modelo aditivo generalizado. Los errores estándar de predicción también se obtienen a partir de este modelo, evitando en consecuencia la necesidad de estimar dichos errores utilizando métodos intensivos de computación. Se muestra en la Figura 31 la distribución espacial modelada de los stocks de delfines manchado de altamar, y en la Figura 32 las tendencias estimadas correspondientes para el período de 1975–1990. Para facilitar una comparación con el método actual, también se muestra en la Figura 32 la tendencia equivalente estimada a partir de las estimaciones anuales obtenidas con el método de post-estratificación. Actualmente, el personal de la CIAT continúa con los trabajos para mejorar los procedimientos y para extender la estimación a los años y stocks restantes.

Se muestran en las Figuras 33 a 40 los datos más recientes sobre la abundancia relativa de los principales stocks de delfines, utilizando el procedimiento basado en el método de post-estratificación. Los datos indican que los cambios en las tendencias en la mayoría de los stocks han sido menores. Las excepciones están dadas por los dos stocks del delfín manchado de altamar (Figuras 33–35), para los que el análisis indica valores bajos de los índices de abundancia en los dos últimos años, con diferencias significativas entre los valores para 1993 con respecto a aquellos calculados para mediados de los años 80. La mortalidad incidental ha sido muy baja para ambos stocks en años recientes, por lo que parece probable que las declinaciones aparentes sean el resultado de cambios en distribución originados en cambios de las condiciones oceanográficas. Esta hipótesis está respaldada por resultados preliminares obtenidos con modelos que incorporan datos oceanográficos, los que sugieren movimientos

de gran escala de delfines manchados de altamar que cruzan los límites utilizados para separar a los stocks. Esto pone énfasis en la necesidad de incluir información del ambiente en el procedimiento de estimación y, posiblemente, revisar la actual definición de los límites de los stocks. Para poder evaluar hasta qué punto las estimaciones de 1993 y 1994 están sesgadas, se requieren análisis adicionales con modelos espaciales, que consideran información ambiental, y la incorporación de más años en las tendencias estimadas con el procedimiento de post-estratificación.

Los resultados correspondientes a los dos stocks de delfín tornillo no sugieren ningún cambio significativo reciente en las tendencias (Figuras 36 y 37). En ambos casos, los índices han estado fluctuando alrededor de niveles similares en la última década.

La interpretación de los índices de los stocks norteño y sureño del delfín común (Figuras 38 y 20), se ve complicada por los problemas de muestreo. El área ocupada por el stock norteño se extiende más al norte que el área cubierta por la flota atunera. En el caso del stock sureño, con frecuencia los datos son insuficientes como para calcular tendencias confiables. Con respecto al stock central, los resultados de los análisis sugieren que ha estado estable durante la última década (Figura 39).

La asociación atún-delfín

La asociación entre delfines y atunes aleta amarilla en el OPO ha sido aprovechada desde hace décadas por los pescadores con red de cerco para capturar los atunes. Se a propuesto a menudo que la asociación entre el aleta amarilla y el delfín manchado podría estar basada en el alimento, por las razones siguientes:

1. Un estudio de hábitos alimenticios realizado en los años 70 (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 71 (4): 1077–1092) señaló una superposición considerable entre el contenido estomacal de los aletas amarillas y delfines manchados, pero menos entre aquel de los aletas amarillas y delfines tornillo.
2. Entre el 80 y 93% de los lances sobre atunes asociados con delfines son realizados sobre manadas que contienen delfines manchados.

3. Existen relatos anecdóticos de aletas amarillas y delfines manchados alimentándose juntos.

A fin de estudiar esta asociación, miembros del personal de la CIAT, en cooperación con científicos del NMFS de los Estados Unidos, el PNAAPD de México, la Universidad de Hawaii, y la Universidad Nacional de Costa Rica, llevaron a cabo experimentos para rastrear simultáneamente delfines manchados y aletas amarillas de las mismas agregaciones (ver Informes Anuales de la CIAT de 1992 y 1993). Se llevó a cabo también un programa de muestreo de dos años de duración a bordo de barcos atuneros para colectar contenidos estomacales y muestras de tejido de delfines y atunes capturados en los mismos lances a fin de comparar sus hábitos alimenticios y su superposición trófica (ver subsección titulada ***Interacciones tróficas de atunes aleta amarilla, delfines, y predadores asociados***).

Once delfines manchados y tres atunes aleta amarilla fueron rastreados. Los delfines y atunes nadaron juntos y separados también, y no hubo ninguna indicación de que la asociación fuese obligatoria para ninguna de las dos especies. Los datos de profundidad de natación señalaron diferencias marcadas entre las dos especies. Durante el día los delfines descendieron consistentemente a profundidades de 15 a 20 m, mientras que los atunes típicamente bajaron a unos 35 a 40 m, justo debajo de la profundidad típica de zambullida de los delfines y encima de la termoclina (Figura 41, recuadros a y d). Los delfines bajaron a mayor profundidad de noche (>40 m), aparentemente para alimentarse de organismos en la capa de dispersión profunda que migraban hacia la superficie (Figura 41, recuadros b y c). Las zambullidas profundas fueron particularmente aparentes justo antes del amanecer y justo después de la puesta del sol. Los atunes, empero, permanecieron típicamente en la capa de mezcla de noche (Figura 41, recuadros b y c).

Este estudio de rastreo y estudios recientes de hábitos alimenticios realizados por la CIAT y el NMFS sugieren cierto grado de separación de nicho entre los delfines manchados y los atunes aleta amarilla. Los datos sugieren que las dos especies a menudo se alimentan a distintas horas, a distintas profundidades, y a veces de distintas presas. Los delfines manchados parecen alimentarse primordialmente al anochecer, de noche, y a primera hora de la mañana, y con peces y cefalópodos epipelágicos y mesopelágicos. Los atunes parecen alimentarse durante el día en la capa de mezcla con peces epipelágicos, cefalópodos, y crustáceos y, en menor grado, de noche con cefalópodos epipelágicos y mesopelágicos. Cabe destacar, sin embargo, que se piensa que ambas especies son predadores generalistas que se alimentan de una amplia variedad de especies presas.

Es interesante notar que un estudio previo de la CIAT mostró que los atunes aleta amarilla y delfines manchados formaban grupos más grandes después del mediodía, llevando a mayores capturas medias por lance (ver Informe Anual de la CIAT de 1989). No obstante, el contenido estomacal de los delfines indicó que comían poco o nada durante la tarde. Esto sugiere que la alimentación con especies presas compartidas podría no ser la razón principal de la asociación, y que se deberían explorar otras causas. Los datos también insinuaron, pero no comprobaron, que la asociación atún-delfín se relajaba de noche.

Una alternativa a la hipótesis de alimentación compartida es que las dos especies se asocian para incrementar la protección contra predadores tales como los tiburones. Otra hipótesis es que los aletas amarillas son atraídos a los delfines como punto de reunión, de la misma forma que les atraen los objetos flotantes en etapas más tempranas de su ciclo vital. Un argumento en contra de estas dos hipótesis es que no explican porqué la asociación con los delfines manchados parece ser mucho más fuerte que aquellas con los delfines tornillo o comunes, pese a que estas dos especies también forman grandes manadas y son comunes en el OPO. Análisis anteriores indican que un 60% de los avisamientos de delfines manchados resultan en lances, mientras que para los delfines tornillo y comunes la cifra es solamente un 20%. (Los datos provienen de los años 70 y 80, cuando no se prohibía a los barcos hacer lances sobre manadas que incluían ciertos stocks de delfines, a diferencia de ahora.)

Sin embargo, los análisis preliminares señalan que esta diferencia en el asociación del aleta amarilla con delfines manchados *versus* tornillos o comunes podría ser explicada por uno o más de los siguientes factores:

1. Los delfines comunes viven primordialmente en aguas más frías afectadas por el aforamiento, y no en las aguas tropicales más cálidas preferidas aparentemente por los atunes aleta amarilla y delfines manchados y tornillos.

2. Los delfines tornillos y manchados forman manadas mixtas durante el día, de forma que a principios de la tarde el 53% de las manadas de delfines manchados y el 13% de las de tornillos contienen una sola especie. Esta discrepancia sugiere que si los aletas amarillas se unen a las manadas de delfines tornillo es probable que la agregación se una subsecuentemente a delfines manchados para formar una manada mixta.

3. Fotografías aéreas de manadas de delfines señalan que los tornillos nadan a menor profundidad que los manchados. Los atunes nadan a menudo cerca de la termoclina, y podrían así encontrarse con los inanchados, que nadan a mayor profundidad, con mayor frecuencia que con los tornillos.

Aun con esta nueva información sobre los hábitos alimenticios, desplazamientos, y profundidad de natación, sigue siendo difícil respaldar de modo inequívoco una hipótesis particular, ya que la evidencia es contradictoria y es poco probable que haya solamente un motivo por la asociación. Sin embargo, se está haciendo más y más evidente que el antiguo supuesto de que la asociación se basa principalmente en la alimentación, particularmente en la tarde, no es respaldado por la evidencia actual.

Programa Internacional de Conservación de Delfines

En el Informe Anual de la CIAT de 1993, páginas 254-256, se describe la secuencia de eventos que condujo al establecimiento del Programa Internacional de Conservación de Delfines, y sus objetivos y funcionamiento.

Al ser establecido dicho programa en 1992, se acordó que el límite de mortalidad de delfines (LMD) total para la flota internacional en 1994 sería de 15.500 animales. Sin embargo, debido a que la mortalidad incidental a las operaciones de pesca en 1993 fue de solamente 3.601 animales, se acordó, en una reunión intergubernamental celebrada en octubre de 1993, reducir el LMD general a 9.300 animales. Se les asignó LMD individuales de 127 animales cada uno a 73 barcos, dos de los cuales los renunciaron posteriormente. Se asignó también LMD de 63 animales cada uno a dos embarcaciones para el segundo semestre. La mortalidad total de delfines ocasionada en 1994 por la pesquería atunera con red de cerco fue de 4.095 animales, considerablemente por debajo del límite general modificado de 9.300 animales. Al igual que el año anterior, los bajos niveles de mortalidad alcanzados por la flota resultaron en nuevas reuniones intergubernamentales y de la CIAT a finales de 1994, en las que se acordó reducir el LMD general para 1995 de 12.000 a 9.300 animales.

El Panel Internacional de Revisión

El Panel Internacional de Revisión celebró sus quinta, sexta, y séptima reuniones durante 1994. La quinta reunión tuvo lugar en Ensenada (Méjico) del 26 al 27 de enero de 1994, la sexta en Cumaná (Venezuela) del 4 al 6 de junio de 1994, y la séptima en La Jolla, California (EE.UU.) del 17 al 19 de octubre de 1994.

El Panel sigue un procedimiento general para reportar a los gobiernos correspondientes el cumplimiento, por parte de las embarcaciones, de las leyes y reglamentos establecidos para minimizar la mortalidad de delfines durante las faenas de pesca. Los observadores que acompañan a las embarcaciones durante sus viajes de pesca preparan un resumen de la información pertinente a la mortalidad de delfines para cada viaje; la Secretaría del Panel (miembros del personal de la CIAT) remite estos documentos a los gobiernos bajo cuya jurisdicción faenan los barcos. El Panel revisa, durante sus reuniones, los datos de los observadores para todos aquellos viajes que hayan finalizado y remite, luego de cada reunión, un informe detallando presuntas infracciones a los gobiernos bajo cuya jurisdicción se encuentran los barcos en cuestión. A su vez, los gobiernos informan al Panel acerca de las acciones que se hayan tomado con respecto a las infracciones. El Panel informa a los demás gobiernos acerca del cumplimiento (o no) de los reglamentos a través de un informe anual presentado a los gobiernos en la reunión siguiente de la CIAT.

Además de revisar los datos de los viajes completos en cada reunión, el Panel tomó decisiones y llevó a cabo acciones en relación a varios temas, los que incluyen:

1. Se les asignó LMD individuales de 114 animales cada uno a 81 embarcaciones para 1995.
2. Se acordó que los nombres de aquellos capitanes que fueran suspendidos por cualquiera de las naciones participantes en el Programa serían proporcionados a las demás naciones participantes.
3. Se acordó que se les permitiría el acceso a los observadores a ciertas áreas de trabajo y a ciertos equipos de las embarcaciones, para permitirles confirmar la presencia y funcionamiento de tales equipos y para facilitar sus tareas de recolección de información.
4. Se acordó que, para mejorar el desempeño de los barcos y capitanes, el personal de la CIAT notificaría a los administradores de los barcos que hayan rebasado el 25%, 50% o 75% de su LMD a fines del primer, segundo, o tercer trimestre, respectivamente, que se encuentran en peligro de rebasar su LMD anual.
5. Se acordó que no se embarcará un observador de la CIAT o de un programa nacional en el primer viaje del año de un barco que no haya sido asignado un LMD, si el barco en cuestión no ha

abonado el importe correspondiente a su participación en el programa de observadores. (A los barcos con LMD se les requiere que abonen el importe cuando se les asigna el LMD).

6. Se aprobó un sistema estandarizado de certificación de capitanes.
7. Se aprobaron varias recomendaciones para la colección de las cuotas anuales correspondientes al programa de observadores, incluyendo elevar el monto de US\$ 10 a 12 por tonelada corta de capacidad de acarreo.
8. Se aprobaron normas sobre la disposición de los LMD de embarcaciones que se hayan hundido o que hayan sido dañadas severamente.
9. Se acordaron normas con respecto a los "lances con problemas especiales" (lances en los que, debido a problemas con el viento, corrientes, etcétera, ocurren mortalidades altas de delfines).

Comité Científico Asesor

Debido a la carencia de fondos, no se llevaron a cabo reuniones del Comité Asesor Científico durante 1994.

CONDICION DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES ESPADA EN 1994 Y PERSPECTIVAS PARA 1995

El convenio que estableció la Comisión Interamericana del Atún Tropical manifiesta que las responsabilidades principales de la Comisión son estudiar la biología de los atunes y especies afines del Océano Pacífico oriental (OPO) para determinar los efectos de la pesca y de los factores naturales sobre la abundancia de los mismos y, con base en estos estudios, recomendar medidas apropiadas de conservación para mantener a los stocks de peces a niveles que permitan capturas máximas sostenidas. Para cumplir con esta obligación, el personal de la Comisión realiza un amplio programa de investigación que abarca estudios biológicos y oceanográficos y la toma y análisis de estadísticas detalladas de captura y esfuerzo de los barcos que pescan en el OPO. De acuerdo con estas responsabilidades, se preparan documentos informativos para poner a los Comisionados al día sobre la evaluación por el personal de la Comisión de la condición de los recursos de atunes en el OPO. En el presente Informe Anual se reproduce la información en dichos documentos, con cambios iniciales, para ponerlo al alcance del público en general.

ATUN ALETA AMARILLA

Las capturas mundiales de aleta amarilla han superado aquellas de todas las demás especies de atunes excepto el barrilete desde hace muchos años (Tabla 5). El aleta amarilla es la especie más importante capturada por la pesquería de superficie en el OPO. Durante 1970-1974, los aportes porcentuales de las varias áreas oceánicas a la captura mundial de aleta amarilla fueron los siguientes: OPO, 40 a 48; Pacífico occidental, 16 a 24; Atlántico, 24 a 29; Índico, 6 a 13 (Figura 42). Los porcentajes equivalentes correspondientes a 1989-1993 fueron: OPO, 22 a 30; Pacífico occidental, 36 a 41; Atlántico, 12 a 16; Índico, 17 a 26. Es evidente que, pese a que las capturas de aleta amarilla en el OPO han aumentado sustancialmente desde 1970, los incrementos porcentuales en los Océanos Pacífico occidental e Índico han sido todavía mayores, por lo cual el OPO es ahora una fuente de aleta amarilla relativamente menos importante de lo que era a principios de los años 70.

Indices de abundancia

Es necesario, al evaluar la condición de un stock de peces explotado por una pesquería, disponer de estimaciones de su abundancia o, si eso no es posible, estimaciones de su abundancia relativa. En

general, no es posible estimar el tamaño de un stock de peces, como por ejemplo el atún aleta amarilla en el OPO. Sin embargo, sí es posible evaluar los efectos de la pesca sobre un stock a partir de estimaciones de su abundancia relativa. Concretamente, es necesario calcular una serie de estimaciones de la abundancia relativa del stock correspondiente al período de interés. El personal de la CIAT usa tres métodos relativamente independientes para obtener índices de abundancia para el aleta amarilla.

El primer método, descrito por primera vez en el Informe Anual de la CIAT de 1972, precisa que los peces capturados sean asignados a cohortes. Una cohorte consiste de todos los peces reclutados a la pesquería al mismo tiempo: por ejemplo, los peces de la cohorte X73 alcanzaron una talla de unos 30 cm en noviembre de 1973, ingresaron inicialmente a la pesquería en pequeñas cantidades durante el primer semestre de 1974, y contribuyeron a ella de forma significativa por primera vez durante el segundo semestre de ese año; los de la cohorte Y73, que alcanzaron los 30 cm en mayo de 1973, ingresaron a la pesquería por primera vez en pequeñas cantidades en el segundo semestre del mismo año, y contribuyeron significativamente a la pesquería por primera vez en el primer semestre de 1974. El personal de la CIAT estima las capturas mensuales de peces de las cohortes X e Y, en número de peces, durante toda su vida (hasta un máximo de siete años). Hay por lo tanto peces de hasta 14 cohortes diferentes en la captura durante un mes. Se usan estos datos en análisis de cohortes (llamados a veces análisis de poblaciones virtuales), comentados en detalle en la subsección titulada ***Modelos con estructura de edades***. Se usa este método para producir dos índices de abundancia, uno para el stock total de peces reclutados a la pesquería (es decir, todos los peces de 30 cm o más) y el otro para los peces mayores (que han estado más de 17 meses en la pesquería) solamente; se presentan en la Figura 43. Si las estimaciones de dos otros parámetros usados para llevar a cabo los análisis de cohortes, las tasas presuntas de mortalidad natural y las tasas "de inicio" de mortalidad por pesca, son correctas, o casi correctas, las estimaciones obtenidas de estos análisis serán cercanas a las biomassas reales del stock. Sin embargo, no es posible calcular estimaciones precisas de las tasas de mortalidad natural de atunes con las técnicas actuales, y por lo tanto los índices de abundancia derivados de los análisis de cohortes no pueden ser considerados como estimaciones precisas de las biomassas del stock.

El segundo método, desarrollado en los años 50 (Boletines de la CIAT, 1 (2), y 2 (6)) y luego modificado a una forma más general (Boletín de la CIAT, 13 (3)), implica el análisis de estimaciones de la captura por día de pesca (CPDP) de un barco normal hipotético para una serie de años. Se comenta este método detalladamente en la subsección titulada ***Modelos de producción***. En la Figura 44 se ilustra la tendencia anual de este índice, junto con el índice correspondiente a los peces más grandes calculado a partir del análisis de cohortes (ajustado para que su promedio coincida con aquel del CPDP).

El tercer índice es similar al índice de CPDP, excepto que se basa en el período de tiempo que un barco pasa buscando pescado, es decir, los días de pesca menos las horas dedicadas a los lances pesqueros. Se ha refinado todavía más con ajustes del tiempo de búsqueda para compensar aquellos factores, tales como la velocidad del barco, que se ha descubierto afectan la eficacia de la búsqueda. En los Boletines de la CIAT Vol. 18, N° 4, y Vol. 19, N° 3, se comenta este método, usado por primera vez en 1984 para el aleta amarilla en el OPO. En la Figura 45 se ilustra la tendencia anual de este índice, junto con el índice total calculado a partir del análisis de cohortes (ajustado para que su promedio coincida con aquel del método de búsqueda).

Evaluación de los stocks

Modelos con estructura de edades

Los modelos con estructura de edades utilizan datos sobre el reclutamiento y sobre las tasas medias de crecimiento y mortalidad de peces individuales. Se obtienen estimaciones de estos parámetros del análisis de datos de frecuencia de talla y de los otolitos de los peces en la captura, complementados con datos de marcas devueltas y demás datos de varios tipos. Los investigadores de la CIAT han re-

copilado datos sobre la composición de tallas de aletas amarillas capturados en el OPO desde 1954, y han tenido acceso a datos análogos recopilados por el California Department of Fish and Game durante el período de 1951-1954. Los otolitos fueron colecciónados entre 1977 y 1979, y se realizaron los análisis a principios de los años 80. La gran mayoría del marcado fue llevada a cabo entre 1955 y 1981, y continúa el análisis de los datos resultantes.

Análisis de cohortes

Análisis de cohortes realizados por los investigadores de la CIAT han producido información sobre la abundancia relativa, mortalidad, y reclutamiento de peces de cohortes individuales muy útil para la evaluación del stock. El primer paso consiste en asignar a los peces a la cohorte adecuada. A continuación se calculan estimaciones del número de peces en cada cohorte al momento de reclutamiento y a varios intervalos subsiguientes, y también del número que es capturado y que muere durante cada intervalo. La información necesaria para realizar estos cálculos incluye la cantidad y peso promedio de los peces de cada cohorte en la captura, una estimación de la tasa de mortalidad natural (o estimaciones de una serie de tasas si la mortalidad natural no es constante para peces de distintas edades), y una estimación de la tasa de mortalidad por pesca correspondiente a por lo menos uno de los intervalos de captura de cada cohorte. Estas se denominan tasas "de inicio" de la mortalidad por pesca. Todos estas estimaciones se obtienen de los análisis de las estadísticas de captura, y de los datos de la frecuencia de talla, peso-talla, y proporción de sexos. Los resultados de estos análisis no tienen la precisión deseada porque, aunque es fácil distinguir los peces de una cohorte cuando son jóvenes, se hace más y más difícil a medida que envejecen, y por consecuencia es probable que se asignen a menudo a cohortes incorrectas. Por lo tanto no sólo son menos precisas de lo deseable las estimaciones de las capturas de los peces de cada cohorte, sino que las estimaciones de las tasas de mortalidad son algo imprecisas. Específicamente, se usa un coeficiente anual de mortalidad natural (M) de 0,8 para machos de cualquier edad. Para las hembras, se supone que M es 0,8 para los primeros 30 meses en la pesquería, y que subsecuentemente aumenta de forma lineal hasta llegar a 4,8 a los 80 meses. (En realidad, varía bastante entre cohortes.) Además, la capturabilidad de los peces varía con la edad, área, temporada del año, condiciones meteorológicas y oceanográficas, y otras circunstancias, y las tasas de crecimiento y el momento de reclutamiento también varían. Todo ésto crea interferencia y produce también posiblemente un sesgo en los cálculos.

En la Tabla 17 se presentan las poblaciones medias estimadas de las distintas cohortes, expresadas en número de peces. En el caso de la cohorte X68, por ejemplo, el número medio de peces de edad 0 en el último trimestre del 1968 fue 26.154.000, y la población de la cohorte durante el primer, segundo, tercero, y cuarto trimestre de 1969 fue en promedio 21,41, 17,43, 13,89, y 10,52 millones de peces, respectivamente (filas de 1969, columna I). En 1970, el promedio de la población de peces de 2 años de edad de la misma cohorte del primer al cuarto trimestre fue 7,22, 4,51, 3,45, y 2,65 millones de peces, respectivamente (filas de 1970, columna II), y así sucesivamente. El promedio del número de peces de 0, 1, 2, 3, 4, 5, y 6 años de edad de las siete cohortes X (1968, 1967, 1966, 1965, 1964, 1963, y 1962) durante el último trimestre de 1968 fue 26,15, 14,66, 2,41, 0,97, 0,27, 0,08, y 0,06 millones, respectivamente (1968, última fila). Se presentan los valores para las cohortes Y de igual forma, excepto que éstas aparecen por primera vez durante el segundo trimestre del año.

En la Tabla 18 se presentan las estimaciones del número de reclutas de cada cohorte en el período de 1967-1994. Las estimaciones de 1994 son preliminares y están sujetas a cambios, debido a que los reclutas han estado expuestos a la pesca menos de un año, y si su vulnerabilidad a la captura fue superior o inferior al promedio, entonces el reclutamiento habría sido sobreestimado o subestimado. Ocurre lo mismo, si bien en grado menor, con las estimaciones de 1992 y 1993. Los promedios de los reclutamientos iniciales (Columnas 2-4) son 35 millones para la cohorte X y 42 millones para la cohorte Y; el promedio de la población media durante el mes de reclutamiento (Columnas 5-7) es 34

millones para la cohorte X y 41 millones para la cohorte Y. La variabilidad (el cociente de la estimación más grande a la más pequeña) entre años para el reclutamiento inicial es casi igual para la cohorte X (3,17) y la cohorte Y (3,06), y aquella de los datos combinados (2,71) indica una relación inversa (no necesariamente significativa) para las dos cohortes. El reclutamiento ha sido variable, pero el promedio de 1977–1994 (84,9 millones) ha superado aquel de 1967–1976 (64,6 millones). Parece que ha sido ascendiente la tendencia en el reclutamiento en los 20 últimos años, con un reclutamiento inicial medio de unos 66, 76, y 89 millones de peces durante los períodos de 1967–1975, 1976–1984, y 1985–1994, respectivamente (Figura 46). Se podría sin embargo postular que ésto se debe a una variación aleatoria, especialmente en el período de 1973–1994, cuando el reclutamiento inicial medio fue de unos 83 millones de peces.

Los números de peces en la Tabla 17 fueron convertidos a pesos, usando los datos del peso promedio de los peces de distintas tallas (Tabla 19), para calcular la biomasa anual media estimada (peso total promediado sobre cuatro trimestres) de cada cohorte. Se estimaron distintas tasas de inicio de mortalidad por pesca para los meses en los cuales se explotaron por última vez las distintas cohortes, de acuerdo con las fluctuaciones del esfuerzo de temporada a temporada. Además, para permitir una comparación, se hicieron los cálculos para todas las cohortes con tasas de inicio superiores o inferiores a aquellas que se consideran ser las mejores estimaciones. Se ajustaron considerablemente estas tasas para lograr comparaciones mejores de las estimaciones medias anuales de las biomassas de las cohortes (Figura 43) con las demás tendencias estimadas de la abundancia (Figuras 44 y 45). Se calcularon las estimaciones de las biomassas, por grupo de edad, en la Figura 47 usando los valores mensuales correspondientes a las 14 cohortes. En esta figura es fácil ver la fuerza relativa de las varias cohortes. Por ejemplo, el reclutamiento de las cohortes X84 y Y84 combinadas fue más o menos normal (Tabla 18) y su biomasa (Figura 47, sombreado doble) alcanzó su máximo a la edad de 2 años. Estas cohortes no fueron explotadas de forma intensiva hasta 1987, cuando tenían 2 años de edad (Figura 48). En cambio, el reclutamiento inicial de las cohortes X72 y Y72 combinadas (Figura 47, rayas diagonales) fue inferior al promedio (Tabla 18), y después de la pesca intensiva de los peces de la cohorte Y a la edad de 1 año en 1973 (Figura 48), su biomasa fue relativamente baja (Figura 47) en los años subsiguientes.

En la Figura 43 se presentan las estimaciones de la biomasa anual media correspondientes al período de 1967–1994, correspondientes a todos los peces de talla igual o superior a los 30 cm y a “peces grandes” (todos los peces presentes en la pesquería durante más de 17 meses). El promedio de la biomasa total en el período 1967–1971 fue unas 473 mil toneladas cortas. Consistía de una gran proporción de peces mayores, procedentes del reclutamiento de 1965–1967 y poco explotados en su juventud. El reclutamiento subnormal, junto con el aumento de la explotación durante el período de 1969–1972, provocó una reducción de la biomasa de peces más viejos de 1969 a 1973. La abundancia de los peces más pequeños aumentó en 1974 a raíz de una generación anual extremadamente numerosa en 1973 (Tablas 17 y 18), la cual respondió de la mayor parte del aumento en la biomasa total en 1975 y la biomasa de peces grandes en 1975 y 1976. La mayor captura anual de aleta amarilla en la historia de la pesquería antes de 1986 fue la de 1976 (Tabla 20). El reclutamiento inferior al promedio de 1975 y 1976, junto con la explotación fuerte de peces jóvenes entre 1973 y 1982, provocaron una reducción en las biomassas total y de peces mayores, alcanzando en 1982 el nivel más bajo observado en años recientes. Aunque el reclutamiento de 1977 fue bien superior al promedio, superado solamente por aquellos de 1973 y 1987, la captura de estos peces (y de aquellos del reclutamiento de 1978) a 1 y 2 años de edad fue tan elevada (Figura 48) que impidió que estas generaciones contribuyeran mayormente a la pesca en 1981 y 1982. El reclutamiento fue inferior al promedio desde 1979 hasta 1982, aproximadamente normal de 1983 a 1985, superior al promedio desde 1986 hasta 1991, inferior al promedio en 1992 y 1993, y ligeramente superior al promedio en 1994. La biomasa total aumentó en 1983, debido princi-

palmente a la disminución del esfuerzo de pesca en ese año, y se incrementó mucho en 1984 y 1985 gracias al aumento del reclutamiento y a la reducción de la pesca de peces jóvenes. Permaneció elevada hasta 1988, pero luego disminuyó. La biomasa de peces mayores se redujo a partir de 1989, aunque se recuperó levemente en 1992 y 1993.

En las Figuras 48 y 49 se presentan las capturas anuales de peces de las cohortes X e Y, y de ambas cohortes combinadas, durante el período de 1970–1994. En la Figura 48 cada recuadro incluye las capturas de peces de una sola cohorte en diferentes años, mientras que en la Figura 49 cada recuadro incluye las capturas de peces de distintas cohortes en un solo año.

Los cambios ocurridos en la composición por edad de la población y la captura se ven bien claros si se comparan las Figuras 47 (estimaciones anuales de la biomasa de las cohortes X e Y), 48 (estimaciones anuales de la biomasa total y de peces grandes), y 49 (capturas anuales, clasificadas por edad). En los años setenta, cuando el esfuerzo de pesca fue elevado, sobrevivían cada vez menos peces hasta alcanzar tallas grandes. La reducción del esfuerzo en 1982, 1983, y 1984 permitió el desarrollo de muchos peces que anteriormente hubieran sido capturados de jóvenes. La contribución total de las cohortes X e Y combinadas en el período de 1967–1990 (Figura 48) fluctúa de las 148 mil toneladas de las cohortes de 1976 a las 410 mil toneladas de las de 1987, con un promedio de 237 mil toneladas para los 24 grupos. De no haber sido explotada tan intensamente la cohorte Y73 durante su primer año, las capturas correspondientes hubieran sido todavía mayores. Dividir las capturas de estas cohortes por las estimaciones del reclutamiento iniciales correspondientes (Tabla 18) arroja estimaciones del rendimiento por recluta (RPR) para cada cohorte (Figura 50) que oscilan entre 1,7 y 3,4 kg (3,8 y 7,6 libras). El RPR bajo de la cohorte X67 fue consecuencia de un esfuerzo de pesca bajo, no de capturas grandes de peces pequeños. El reclutamiento inicial para 1967–1989 varió entre 49 y 133 millones de peces (Tabla 18), con un promedio de 78 millones, y produjo un RPR medio de 2,8 kg (6,1 libras).

Análisis de rendimiento por recluta

Además de los análisis de cohortes, se usa también el modelo de rendimiento por recluta (RPR). Cuando los peces de una cohorte son jóvenes, el peso total aumenta debido al rápido crecimiento en peso de los peces individuales, mientras que las pérdidas por mortalidad natural son leves. A medida que envejecen los peces, se reduce su tasa de crecimiento, mientras que la mortalidad natural permanece más o menos igual o aumenta, y en consecuencia la disminución del peso total ocasionada por la mortalidad natural en ese período es superior al incremento por crecimiento, y el peso total sufre una pérdida neta. Eventualmente, la cohorte desaparece. La forma ideal de obtener el rendimiento en peso máximo de una cohorte de peces (suponiendo, para los fines de este estudio, que ese es el propósito de la administración de la especie) sería capturar cada pez justo antes de su muerte por causas naturales, situación imposible de lograr. La mejor alternativa sería capturar a los peces cuando alcancen la edad o tamaño al cual la pérdida en el peso total ocasionada por la mortalidad natural compensa exactamente la ganancia debida al crecimiento ("edad crítica" o "tamaño crítico"). Esto es factible en el caso de algunos moluscos, como las ostras y las almejas, que quedan expuestos al bajar la marea y pueden ser capturadas fácilmente en ese momento. Si se vigila constantemente un banco de moluscos, y se recogen con frecuencia aquellos ejemplares que han alcanzado el tamaño crítico, se está ejerciendo un esfuerzo pesquero infinito sobre los organismos que han alcanzado dicho tamaño. Es obvio que ésto no es factible para la mayoría de las especies marinas.

Si tampoco es factible esta segunda alternativa, entonces la intuición sugiere que la pesca debería comenzar por aquellos peces que todavía no han alcanzado el tamaño crítico. Esta es la tercera alternativa, y es la única factible para la mayoría de las especies de peces. Se supone, por ahora, que el tamaño de ingreso (es decir, el tamaño de los peces más pequeños capturados) puede ser controlado

eficazmente. Si el esfuerzo de pesca fuera intenso, se seleccionaría una tamaños de ingreso tan sólo ligeramente inferior al tamaño crítico, la mayoría de los peces capturados serían de edad y tamaño cercanos al nivel crítico, y el rendimiento sería casi tan elevado como con la segunda alternativa. Si el esfuerzo de pesca fuera menos intenso, se seleccionaría una tamaños de ingreso muy inferior al crítico, el rango de tamaño y edad de los peces capturados sería más amplio, y el rendimiento sería bien inferior a lo que se podría lograr con la segunda opción (pero continuaría representando el máximo posible sin incremento del esfuerzo).

No obstante, es posible que no se pueda controlar el tamaño de ingreso eficazmente. En tal caso, la única manera de administrar la pesquería es mediante el control de la captura o del esfuerzo. Si el tamaño de ingreso es superior al tamaño crítico, se puede permitir una captura o un esfuerzo ilimitado, pero si es inferior, limitar la captura o el esfuerzo podría aumentar el rendimiento.

Cabe señalar que es necesario permitir que algunos miembros de una cohorte se reproduzcan por lo menos una vez antes de ser capturados. Se comentará este tema en la subsección titulada **Modelos reproductor-recluta**.

Cabe señalar además que un aumento en la densidad de una población de peces puede llevar a una reducción en el crecimiento de individuos o un aumento en la mortalidad natural. Por consiguiente, es posible que la pérdida por captura de algunos peces de tamaño inferior al crítico sea compensada, al menos parcialmente, por el crecimiento más rápido y/o la mortalidad natural inferior del resto de los peces. Además, si la densidad de la población influye en las tasas de crecimiento y de mortalidad natural, ésto modificará el tamaño y la edad críticos de manera correspondiente. El modelo de RPR aquí descrito no toma en cuenta esta dificultad, pero se compensa en forma automática en los modelos de producción, comentados más adelante.

En el caso del atleta amarilla del OPO, las estimaciones del crecimiento y de la mortalidad natural obtenidas por los investigadores de la CIAT serían idealmente más confiables, pero se estima el tamaño crítico en aproximadamente 116 cm (32 kg ó 70 libras). La mayoría de los peces capturados por la pesca con carnada son bastante más pequeños. A fines de los años cincuenta y principios de los sesenta, cuando la mayor parte de la flota atunera cambió de la pesca con carnada a la pesca con red de cerco, se incrementó el tamaño promedio de los peces capturados: muchos de ellos eran de tamaño igual o superior al crítico. La captura anual media lograda por las artes de superficie también aumentó de forma marcada después de la conversión a la pesca cerquera, cifrándose en unas 105 mil toneladas entre 1961 y 1970, en comparación con unas 84 mil toneladas en 1951-1960. La expansión de la pesquería hacia altamar a mediados y fines de los años sesenta fue un factor importante en este incremento de las capturas, pero también influyó el aumento en el tamaño promedio de los peces capturados.

El objetivo de la administración estipulado en el convenio de la CIAT es obtener el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS). En realidad, tal como se comenta en el primer párrafo de esta subsección, es imposible lograr el RPMS sin un esfuerzo de pesca infinito y un control completo del tamaño al cual se capture el pescado. No obstante, una administración realizada de conformidad con los resultados del modelado de RPR logrará rendimientos que se aproximarán al RPMS, siempre que el reclutamiento sea independiente del número de reproductores. (Se comentará la relación entre el reclutamiento y el desove más adelante, en la subsección titulada **Modelos reproductor-recluta**.) En la Figura 51 se presentan las estimaciones del RPR que resultan de varias combinaciones de tamaño de ingreso y esfuerzo de pesca, correspondientes a dos épocas diferentes. (El esfuerzo de pesca se analizará más detalladamente en la subsección titulada **Modelos de producción**.) Distintas combinaciones de esfuerzo de pesca y tamaño de ingreso producen distintos RPR, señalados por las líneas curvas. Los cálculos se basan en los datos de crecimiento en peso detallados en la Tabla 19, los coeficientes de mortalidad por pesca obtenidos del análisis de la biomasa descrito en la subsección tit-

ulada **Análisis de cohortes**, y las estimaciones de los coeficientes de mortalidad natural presentadas en esa subsección. Durante el período de 1978–1982 el esfuerzo de pesca se aplicó en casi igual proporción a peces pequeños, medianos, y grandes, mientras que durante 1989–1992 el esfuerzo de pesca se orientó en mayor medida hacia peces grandes y en menor medida hacia peces pequeños. La distribución de tallas de 1988 fue excluida del último período debido a que fue similar a aquellas de 1978–1982, comprendiendo una mezcla de peces grandes, medianos, y pequeños. Los efectos de este cambio pueden ser observados en los histogramas de frecuencia de edad de la captura en la Figura 49. Si se aplicara una cantidad infinita de esfuerzo, el tamaño de ingreso óptimo sería 32 kg (70 libras) (el tamaño crítico), y el RPR 4,2 kg (9,3 libras). Las tamaños de ingreso que producirían los RPR máximos para diversos múltiplos del esfuerzo de pesca son señalados por líneas curvas en la Figura 51. En el caso de 1978–1982, se puede ver en el primer recuadro de la Figura 51 que si el esfuerzo aumentara de 33 mil días (el nivel de 1978–1982) a 46 mil días y el tamaño de ingreso a unos 19 kg (42 libras), el RPR ascendería de unos 2,3 kg (5,0 libras) a unas 3,6 kg (8,0 libras). Para el período de 1989–1992 (Figura 51, recuadro inferior), un cambio en el tamaño de ingreso a 19 kg (42 libras) y un aumento en el esfuerzo de 21 mil días (el nivel de 1989–1992) a 46 mil días aumentaría el RPR de unos 2,9 kg (6,5 libras) a unos 3,9 kg (8,5 libras).

La descripción anterior supone, por implicación, que la alteración del tamaño de ingreso no modifica la distribución por área del esfuerzo de pesca, suposición que se vería justificada si la pesquería operara como se señala a continuación. Al principio, cuando el tamaño de ingreso es bajo, los barcos encontrarían algunos cardúmenes de peces pequeños y otros de peces grandes, y realizarían lances sobre ambos tipos. Posteriormente, cuando el tamaño de ingreso es mayor, los barcos realizarían lances solamente sobre cardúmenes con peces grandes. Por consiguiente, el esfuerzo dirigido hacia peces grandes en el segundo período sería igual que en el primero. Sin embargo, es probable que si el tamaño de ingreso del aleta amarilla aumentara por algún motivo, los pescadores tenderían a disminuir la búsqueda en estratos de tiempo-área con preponderancia de peces pequeños y la intensificarían en aquellos en que predominaran los peces grandes, aumentando probablemente el esfuerzo de pesca aplicado a peces grandes. En general, ésto tendería a incrementar el RPR en mayor medida que lo indicado en la Figura 51, y parece que ésto es lo que ha ocurrido en los últimos años.

El rendimiento total es el producto de las estimaciones del RPR y el reclutamiento. Por ejemplo, el RPR correspondiente a 1978–1982 (determinado a partir del extremo inferior del recuadro superior de la Figura 51), con un esfuerzo de pesca de 33 mil días de la clase 6, es 2,3 kg (5,0 libras). Para 1989–1992, con un esfuerzo de pesca de 21 mil días, el RPR es 2,9 kg (6,5 libras). A partir de los análisis de cohortes, se estableció que el RPR anual medio fue 2,7 kg (6,0 libras) en el período de 1967–1994 (Figura 52). Los rendimientos que se pueden obtener con estos RPR y un reclutamiento inicial de 85 millones de peces, el promedio de 1977–1994, son como sigue:

Período	RPR (libras)	Reclutamiento (millones de peces)	Rendimiento (miles de toneladas cortas)
1978–1982	4,8	85	204
1989–1993	7,0	85	298
1967–1994	6,0	85	255

El rendimiento con la mortalidad por pesca específica por talla de 1989–1993 es un 46% mayor que con aquella de 1978–1982. En Informes Anuales de la CIAT de años anteriores se ha señalado que el cambio de orientación del esfuerzo de pesca de peces pequeños a peces grandes provocaría un aumento de los RPR y de las capturas. Ocurrió un cambio de ese tipo, y resultó en un aumento en las capturas en 1985,

1986, y 1987. Sin embargo, en 1988 la pesquería capturó más peces de menor talla, debido a un reclutamiento especialmente elevado en 1987, pero en el período de 1989–1994 volvió a capturar peces más grandes (Figura 53). Tal como se puede ver en la Figura 52, el RPR disminuyó a un poco más de 6 libras en 1988, y a continuación alcanzó un promedio de más de 6,9 libras en 1989–1994. Desde 1974 el RPR en un año (Figura 52) ha estado altamente correlacionado (Figura 54) con el peso medio capturado en ese año (Figura 53). Cuando una cohorte es pescada tan sólo ligeramente, como en el caso de la cohorte X67, la curva en la Figura 54 no da una predicción acertada del RPR.

Modelos reproductor-recluta

Es necesario permitir que algunos miembros de una cohorte se reproduzcan por lo menos una vez antes de ser capturados. Si los peces desovan mucho antes de alcanzar el tamaño crítico, entonces no existe probablemente ningún peligro desde este punto de vista, pero si el desove no tiene lugar hasta después de que hayan alcanzado el tamaño crítico, y el esfuerzo de pesca es intenso, es posible que el número de reproductores se reduzca al grado de repercutir negativamente en el reclutamiento de años subsiguientes. En consecuencia, una estrategia de pesca orientada a lograr el RPR máximo no producirá necesariamente un rendimiento máximo. Si la estrategia de pesca influye en el reclutamiento futuro, se logrará el rendimiento máximo mediante un control de la pesca que optimice la magnitud de la cohorte y el RPR en forma simultánea. (No obstante, no se debe suponer que una leve reducción del número de reproductores reduciría el reclutamiento en años subsiguientes, puesto que esto no parece ocurrir con el aleta amarilla dentro del rango de abundancia de los reproductores observados (Figura 55).)

Modelos de producción

Los modelos de producción, a diferencia de los modelos con estructura de edades, se basan en datos de la totalidad de la población y no de especímenes individuales. Una población de peces que no ha sido expuesta recientemente a la pesca está a la magnitud máxima permitida por las condiciones ambientales; su mayor desarrollo se ve impedido por los predadores, por falta de alimento o de espacio vital adecuado, etcétera. Se dice que la población está en equilibrio cuando el incremento por reclutamiento y crecimiento es compensado a la larga por las pérdidas causadas por la mortalidad natural. Es posible que la magnitud de la población sea superior al promedio en años de condiciones ambientales particularmente favorables, e inferior al mismo en otros, pero generalmente se puede hacer caso omiso de estas condiciones al analizar las tendencias a largo plazo.

Si una o más embarcaciones pesqueras comenzaran a explotar la población, la captura por unidad de esfuerzo (por ejemplo, la captura por día de búsqueda), que se supone ser proporcional a la magnitud de la población, sería bastante elevada al principio, ya que la población estaría en su punto máximo. El incremento de la población seguiría siendo debido al reclutamiento y crecimiento, pero las pérdidas se deberían no sólo a la mortalidad natural sino también a la mortalidad por pesca, y por consiguiente disminuiría la población. En reacción a esta disminución, las tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural cambiarían, y la ganancia lograda por los dos primeros factores excedería la pérdida provocada por el último. Si se dejara de pescar, la ganancia neta haría que la población recuperara paulatinamente su magnitud original. A medida que la población se aproximase a esa magnitud, las tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural volverían gradualmente a los niveles anteriores, hasta acabar iguales a lo que eran antes de comenzar la pesca. En esta forma, la población recuperaría el equilibrio en su magnitud máxima. Sin embargo, si se continuara a pescar al mismo nivel, la población llegaría eventualmente a equilibrarse, pero con diferentes tasas de reclutamiento, crecimiento, y/o mortalidad natural, y sería de magnitud inferior a la original. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) seguiría siendo proporcional a la magnitud de la población. Si hubieran pocos barcos explotando el recurso, la magnitud de la población se reduciría levemente y la CPUE

sería relativamente elevada, pero si hubieran muchos, la población se reduciría considerablemente y la CPUE sería mucho menor.

La captura total sería el producto de la CPUE y el esfuerzo total. Si el esfuerzo de pesca fuera relativamente bajo, un incremento moderado del esfuerzo compensaría de sobra la reducción correspondiente de la CPUE y produciría capturas mayores, pero ésto no sucedería si el nivel de esfuerzo fuera más elevado. En algún nivel intermedio de esfuerzo el producto se encontraría en su punto máximo. Si el objetivo de la administración es obtener un rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS) de peces (meta estipulada en el convenio de la CIAT), el esfuerzo de pesca debería ser mantenido a ese nivel. Si el objetivo es obtener una ganancia máxima, el esfuerzo debería ser algo menor (suponiendo un precio constante), y si es lograr el mayor empleo posible de pescadores, debería ser algo mayor. Si el esfuerzo es inferior al grado óptimo seleccionado, se dice que la población está subexplotada, mientras que si es mayor al óptimo, se afirma que la población está sobreexplotada.

Es más fácil analizar la interrelación entre el esfuerzo, la captura, y la CPUE en condiciones de equilibrio, pero es necesario reconocer que rara vez existen estas condiciones. Por ejemplo, si la población se encuentra en equilibrio cerca de su punto máximo y súbitamente se incrementa el esfuerzo, la CPUE disminuirá paulatinamente durante un tiempo hasta alcanzar un nuevo punto de equilibrio con una CPUE menor. Durante el período de transición las capturas serán mayores que en el nuevo punto de equilibrio. De manera similar, si la población se encuentra en equilibrio a un nivel bajo y el esfuerzo disminuye repentinamente, la CPUE aumentará gradualmente durante un tiempo antes de alcanzar un nuevo punto de equilibrio con una CPUE mayor. Durante el período de transición las capturas serán menores a las que se lograrán en el nuevo punto de equilibrio.

Es oportuno examinar ahora la aplicabilidad y utilidad de los modelos de producción para el atún aleta amarilla del OPO. El análisis anterior examinó "una población de peces". Los modelos de producción no son aplicables a menos de que haya poco intercambio entre los peces del área de interés y las áreas adyacentes. Se ha estudiado el grado de intercambio de aleta amarilla entre el Área de Regulación de la Comisión para el Aleta Amarilla (ARCAA) y la zona que la rodea (Figura 56), y se analizaron los resultados en Informes Anuales de la CIAT de años anteriores. Antes de 1990 se realizó el modelado de producción solamente para el ARCAA, pero (tal como se explica en la página 233 del Informe Anual de la CIAT de 1989) se decidió realizar análisis basados en la suposición de que las capturas realizadas en el OPO (al este de 150°W) provienen de un solo stock. Datos limitados indican que no ocurre una mezcla amplia de peces entre el OPO y el área al este de 150°W.

Se puede evaluar si son aplicables los modelos de producción sólo si (1) existen datos de captura, esfuerzo, y CPUE de un amplio rango de niveles de esfuerzo de pesca, que de preferencia incluyan períodos de subexplotación y sobreexplotación, y (2) las perturbaciones causadas por la fluctuación de las condiciones ambientales no alcanzan a ocultar los cambios en la abundancia aparente provocados por las variaciones en el esfuerzo de pesca. Se observará más adelante que sí existen datos sobre un amplio rango de niveles de esfuerzo de pesca. Los efectos de las condiciones ambientales también se analizaron en Informes Anuales de la CIAT de años anteriores. Hasta donde se ha podido establecer, estos efectos suelen compensarse en períodos relativamente cortos, y se decidió no tomarlos en cuenta pues no afectaban la eficacia del modelo.

Se ha hecho referencia al esfuerzo de pesca sin especificar que existen distintos tipos de esfuerzo, concretamente, los que ejercen las embarcaciones cerqueras, palangreras, y de carnada, más las variaciones correspondientes a distintas capacidades de acarreo. En la mayoría de los casos, no es posible obtener el valor del esfuerzo total por medio de la simple combinación de los distintos tipos de datos sobre el esfuerzo. Hay dos métodos para calcularlo. En el primero se consideran exclusivamente los datos correspondientes a un solo tipo de arte de pesca, generalmente la predominante, denominada clase estándar. La captura total de todos los tipos de arte, dividida por la CPUE de la clase estándar,

proporciona una estimación del esfuerzo total en unidades de la clase estándar. En el segundo se estima la eficacia de cada clase de arte con relación a la de la clase estándar, y entonces se calcula el esfuerzo estandarizado de cada clase por medio del ajuste de los datos del esfuerzo no reducidos por los factores apropiados. El esfuerzo total estandarizado se deriva de la suma de los datos no reducidos del esfuerzo del arte estándar y los datos estandarizados del esfuerzo de las demás artes. Los investigadores de la CIAT han utilizado el primer método y varias combinaciones de ambos métodos. Se ha medido el esfuerzo no estandarizado y estandarizado en días de pesca y en días estandarizados de pesca, respectivamente, y las CPUE correspondientes han sido denominadas captura por día de pesca (CPDP) y captura por día estandarizado de pesca (CPDEP). En esta subsección sólo se utiliza el esfuerzo estimado a partir de la división de la captura total de aleta amarilla por la CPDP de aleta amarilla de los cercores no reglamentados de la clase 6 de arqueo (de más de 400 toneladas cortas de capacidad), salvo en el caso del modelo de tiempo de búsqueda (Figura 45), analizado en el próximo párrafo.

En la Figura 44 se señalan los valores de la CPDP correspondientes al período de 1967–1994. En la Figura 45 se presenta un índice de la abundancia en 1970–1994 basado en el modelo de “tiempo de búsqueda,” similar al modelo de CPDP. En estas dos figuras se presentan también índices de la abundancia del aleta amarilla derivados del análisis de cohortes descrito anteriormente. Las tendencias de los tres índices son similares, aunque el índice de cohortes total es más parecido al índice de tiempo de búsqueda y el índice de cohortes para peces mayores es más parecido al índice de CPDP. Dos de los índices señalan que la población aumentó entre 1982 y 1986, uno que aumentó entre 1982 y 1985, y el otro que aumentó entre 1983 y 1986. El índice de biomasa total de las cohortes muestra una máxima en 1988, seguido por una declinación. Los otros tres índices permanecieron casi planos entre 1987 y 1993. Todos los cuatro declinaron entre 1993 y 1994.

Los datos de CPDP en la Tabla 20 y la Figura 44 indican que la abundancia del aleta amarilla en 1986 fue la más alta del período de 1967–1986, y que desde entonces ha permanecido estable a un nivel ligeramente inferior a aquel de 1986. En vista de las escasas capturas en 1982, 1983, y 1984, que permitieron a la población incrementarse, este aumento en la abundancia era de esperar, como también lo era la disminución de 1986 a 1987, ocasionada por las grandes capturas durante esos dos años. Sin embargo, las CPDP de 1985–1994 han sido más altas aún de lo que se esperaría a partir de los resultados de un análisis basado en datos de 1967–1983. Esto se debió probablemente a (1) un reclutamiento superior al promedio, (2) una reducción del esfuerzo en las zonas de mayor abundancia de barrilete, a raíz de la disminución de la demanda de barrilete y de aleta amarillo pequeño, y (3) el mayor tamaño promedio del aleta amarilla capturado, que produjo un RPR más elevado. En cuanto al punto (2), cabe mencionar que el modelo de tiempo de búsqueda (Figura 45) incluye un ajuste para el efecto producido por la pesca en las zonas de mayor abundancia de barrilete.

El modelo simétrico de producción, descrito a continuación, fue aplicado por primera vez (Boletín de la CIAT, 2 (6)) con datos de captura, esfuerzo, y CPUE de los barcos de carnada en el Área A1 (Figura 56) en el período de 1934–1955, que abarcaban un amplio rango de esfuerzo al lado de la curva correspondiente a la subexplotación. Dichos datos indicaban que, dentro del rango de esfuerzo de pesca incluido, la población se conformaba al modelo. En 1960 y 1961 el esfuerzo fue mayor al nivel óptimo por primera vez, y la población reaccionó en años subsiguientes, provocando capturas y CPUE inferiores, lo que sirvió para una mayor confirmación de la aplicabilidad del modelo.

Antes de mediados de los años sesenta sólo se pescaba en la parte del OPO cercana a la costa, y alrededor de algunas islas y bancos de altamar. A mediados y fines de esa década comenzó a incrementarse la flota pesquera, y el esfuerzo de pesca se extendió a una distancia mucho mayor de la costa. En la Figura 56 se ilustran tres áreas, denominadas A1, A2, y A3, que representan respectivamente la extensión original de la pesquería, el resto del ARCAA, y el resto del Océano Pacífico oriental. Si el intercambio de peces entre estas tres áreas fuera instantáneo, el RPMS de las tres zonas combinadas

sería igual al del Área A1 solamente, y si no hubiera intercambio, el RPMS de las tres áreas combinadas sería la suma de los RPMS individuales de las tres áreas. Estudios descritos detalladamente en Informes Anuales de la CIAT de años anteriores indican que el intercambio de peces entre las tres áreas es relativamente lento; por lo tanto, el RPMS de A1, A2, y A3 combinadas es superior a aquel del Área A1, pero inferior a la suma de los RPMS individuales de A1, A2, y A3.

Tal como se mencionó anteriormente, es necesario contar con datos que abarquen un amplio rango de esfuerzo para estimar el RPMS y los valores correspondientes del esfuerzo y la CPUE. En 1968, una vez se hizo evidente que la estimación del RPMS calculada para el Área A1 no era aplicable al ARCAA entero, los Comisionados autorizaron a los investigadores emprender un programa experimental de manejo con el objetivo de obtener, lo antes posible, una estimación del RPMS del ARCAA. Esto fue necesario puesto que el esfuerzo había sido relativamente constante durante los escasos años transcurridos desde la extensión de la pesca hacia altamar. Al sobrepasar los niveles óptimos del esfuerzo, la captura se reduciría, o al menos no aumentaría. Se podría entonces reducir el esfuerzo para aumentar eventualmente la captura (suponiendo que ésta se hubiera reducido anteriormente) y así sucesivamente, hasta obtener una estimación suficientemente precisa del RPMS. Sin embargo, esto requiere de bastante tiempo, ya que la población no reacciona instantáneamente a los cambios en el esfuerzo de pesca, y también porque las perturbaciones causadas por los factores ambientales dificultan aún más la interpretación de los resultados. El programa experimental de manejo permaneció vigente hasta 1979.

Se utilizan técnicas de regresión para obtener estimaciones de los parámetros de los modelos de producción, usando datos de esfuerzo y captura en varios años. Uno de estos parámetros es una estimación de la biomasa de la población al principio del primer año. Se estima la biomasa de la población al principio del segundo año a partir del modelo, la captura en el primer año, y las demás estimaciones de los parámetros, y así sucesivamente en los demás años. Se usa el mismo método para estimar la biomasa anual media de la población.

Es importante tener en cuenta al aplicar un modelo de producción que el crecimiento de una población, tanto positivo como negativo, se ve determinado por tres factores: crecimiento (debido al crecimiento de peces individuales y al reclutamiento), pérdidas naturales, y captura. La captura es un parámetro fijo en un año dado, y por lo tanto la magnitud de la población al principio del año es lo que determina si la población aumenta o disminuye. Si por alguna razón los factores naturales provocan una reducción mayor a la que espera el modelo, entonces el valor esperado para el año siguiente superará al valor real, y esta sobreestimación seguirá hasta que algo cause que la población crezca con una rapidez mayor a la que espera el modelo. Sucedería lo contrario si al principio creciera la población a un paso mayor al esperado. Sin embargo, existe una diferencia fundamental entre la subestimación y la sobreestimación. Si el crecimiento de la población es inferior a la predicción, las capturas serán menores, y el modelo estimará cambios menores que los reales. Las capturas seguirán siendo inferiores a lo esperado, pero no se pronosticará un resultado catastrófico. En cambio, si la población supera la magnitud predicha, las capturas también serán superiores a lo esperado, y el modelo estimará reducciones en la población mayores que las reales. Si se realizan capturas grandes en varios años seguidos, entonces es posible que el modelo prediga la desaparición de la población, aún cuando ésta sea de una magnitud que prevenga este riesgo. Esta situación resulta del procedimiento secuencial utilizado por el personal de la CIAT, y parece que ocurrió en el período de 1984–1991.

En años anteriores a 1987 se llevó a cabo la estimación sin ajustes para compensar por el carácter secuencial del procedimiento de estimación pero, tal como se explica en el párrafo anterior, pareció entonces necesario incluir algún tipo de ajuste. Se logró el ajuste usado para calcular las estimaciones de 1987 interrumpiendo la serie de estimaciones de la población en 1985 y estimando de nuevo la biomasa, dividiendo la CPDP observada en 1985 por la estimación del coeficiente de capturabilidad. Esto

parecía ser un ajuste razonable, ya que los cuatro estimadores presentados en las Figuras 43, 44, y 45 fueron elevados en 1985. Este nuevo procedimiento casi no afectó las estimaciones de los parámetros, pero sí afectó mucho la estimación de la magnitud de la población de 1987. En años recientes se han estimado dos ajustes, uno para el período de 1968–1983 y el otro para el período que va desde 1984 hasta el último año para el cual se dispone de datos.

En los Informes Anuales de la CIAT de 1986, 1987, y 1988 se presentaron dos análisis para el ARCAA basados en los modelos de producción. Uno de ellos empleó el modelo logístico (o simétrico), en el cual se supone que la relación de equilibrio entre la captura y la CPDP es lineal. El otro emplea el modelo generalizado de producción del stock, para el cual dicha relación no necesita ser lineal. En ambos análisis se usaron solamente datos del esfuerzo estimados mediante la división de la captura total por la CPDP de los barcos de la clase 6 de arqueo. En ambos ajustes se fijó el coeficiente de capturabilidad q igual a 0,000039, estimación obtenida anteriormente con datos de 1968–1982, lo que implica que la capturabilidad de los peces de diversas edades no ha cambiado con el tiempo. Los datos de estas dos curvas son:

Ajuste	m	q	Rendimiento máximo sostenible (ARCAA) en miles de toneladas cortas	Suma de cuadrados ($\times 10^{-9}$)
1	2,0	0,000039	174	2,224
2	0,8	0,000039	178	3,330

m es un parámetro que controla la forma de la curva; 2 la hace simétrica, los valores inferiores a 2 hacen que sea asimétrica hacia la derecha, y los valores superiores a 2 la hacen asimétrica hacia la izquierda. La suma de los cuadrados es una medida de la precisión del ajuste de los puntos a la curva; como más bajo el valor, mejor el ajuste, y viceversa.

A partir de los análisis del modelo de producción basados en datos del período de 1968–1985, en el Informe Anual de la CIAT de 1985 se afirmó que, para permitir al stock alcanzar su magnitud óptima, la captura de 1986 en el ARCAA no debía superar a las 224 mil toneladas. Sin embargo, puesto que algunas estimaciones señalaban una cantidad inferior, se fijó la cuota máxima para 1986 en 205 mil toneladas. La captura en el ARCAA en 1986 alcanzó 253 mil toneladas, pero los índices de abundancia no disminuyeron durante ese año. Anteriormente se demostró que este aumento inesperado de la producción se debía a un incremento del reclutamiento y del RPR. Las fluctuaciones en el reclutamiento y los cambios en la mortalidad por pesca por edad específica siempre han creado dificultades en la aplicación de los resultados de los análisis del modelo de producción. Tal como se mencionó anteriormente, el reclutamiento en el período de 1983–1991 fue superior al promedio, y estos niveles de reclutamiento, junto con los cambios en la mortalidad por pesca por edad específica, hacen que sean poco confiables a corto plazo las predicciones hechas a partir de los análisis de los modelos de producción. Por ejemplo, agregar los datos de 1986 y 1987 a la base de datos del período 1961–1985 y calcular nuevamente los parámetros del modelo de producción cambió muy poco las estimaciones del RPMS y el esfuerzo óptimo, y a la larga ambos modelos, el simétrico y el asimétrico, con el ajuste arriba descrito, describieron adecuadamente la producción potencial media del stock. Sin embargo, al agregar los datos de 1988 se vió bien clara la necesidad de una explicación diferente. La captura de 1988 fue tan grande que un colapso de la población y unas CPDP extremadamente bajas a principios de 1989 fueron esperados a partir del modelo. Obviamente, ésto no sucedió.

Durante los tres períodos mencionados en la página 242 el reclutamiento inicial estimado (Figura 46), peso promedio (Figura 53), RPR (Figura 52), rendimiento potencial, y capturas anuales del OPO fueron los siguientes:

Período	Reclutamiento inicial (millones de peces)	Peso promedio lb (kg)	RPR (libras)	Rendimiento potencial (OPO) (1000 tons.)	Captura observada (1000 tons.)
1967-1975	66	24,4 (11,1)	5,5	182	184
1976-1984	76	15,3 (6,9)	5,4	205	196
1985-1994	89	26,0 (11,8)	6,9	307	294

Ya que las capturas observadas en los dos primeros períodos fueron similares (si bien por distintas razones), se realizó el ajuste de los modelos de producción a los datos de esfuerzo y captura de 1968-1984 sin complicaciones. No obstante, ya que aumentaron el reclutamiento y el RPR durante el tercer período, se hace imposible explicar la relación entre captura y esfuerzo a partir de la suposición de que los parámetros de la población permanecen constantes. Por consiguiente se ajustaron los datos con dos conjuntos de parámetros diferentes, uno para los datos de 1968-1983, y el otro para los datos de 1984-1994 (Figuras 57 y 58, recuadros superiores). Los resultados son los siguientes:

Período	m	q	Rendimiento máximo sostenible (OPO) en miles de toneladas cortas	Suma de cuadrados ($\times 10^{-9}$)
1968-1983	2,0	0,000027	211	1,7680
1968-1983	0,8	0,000027	200	1,9000
1984-1994	2,0	0,000039	322	0,5909
1984-1994	0,8	0,000039	328	0,5872

Los rendimientos estimados para el período de 1984-1994 parecen ser demasiado elevados, según el modelo de RPR, pero se dispone de solamente once años de datos, y únicamente los diez últimos contribuyen al ajuste. Se puede ver en las Figuras 57 y 58 que el esfuerzo ha sido bastante constante entre 1991 y 1994 y que para 1994 el punto debería haber caido más cerca de la línea de trazos superior. Esto indica que el stock ha entrado en un nuevo nivel de productividad entre las dos líneas de trazos. El modelo simétrico ($m = 2,0$) parece producir un ajuste mejor (Figura 57), pero el modelo asimétrico con $m = 0,8$ (Figura 58) produce una suma de cuadrados más baja para el último período. El modelo de RPR indica que el modelo asimétrico debería ser más adecuado.

En los recuadros inferiores de las Figuras 57 y 58 se comparan las CPDP observadas con las CPDP esperadas calculadas del modelo mismo, usando valores de m de 2,0 y 0,8 y datos de dos períodos distintos. Se puede ver que generalmente han correspondido bastante bien, en promedio, a lo largo de los años presentados, pero que están empezando a divergir. Sin embargo, en años específicos ocurren divergencias amplias, especialmente para $m = 0,8$. Esto se debe a que los modelos de producción sean esencialmente modelos de regresión que suponen condiciones normales, y no pueden reflejar los efectos de cambios grandes a corto plazo en el reclutamiento o la mortalidad por edad específica. La diferencia en la tendencia de 1993-1994, empero, se debe probablemente a un cambio en la productividad del stock.

Condición del stock en 1994 y consideraciones para 1995

Los análisis de cohortes producen estimaciones del número y peso de los peces de cada grupo de edad en la pesquería al principio de 1995 y, si se cumplen ciertas suposiciones acerca del número de peces reclutados, el esfuerzo de pesca, y la mortalidad por pesca por edad específica durante 1995, también proporcionan una base para la estimación de la captura en dicho año. Se ha partido de la suposición

que el reclutamiento durante 1994 y 1995 fue normal, y que el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca por edad específica en 1995 serán iguales a aquellos de 1994. Cabe destacar que el nivel de esfuerzo durante 1991–1994 fue sustancialmente inferior a aquél de 1987–1990 (Figuras 57 y 58, recuadros superiores). Los resultados indican que la captura durante 1995 debería ser ligeramente inferior a la de 1994, a menos de que el esfuerzo aumente. Sin embargo, si la pesquería se dedica nuevamente a la captura de peces de menor tamaño, tal como ocurrió en el período de 1978–1982 y, en menor grado, en 1988, la captura de 1995, con el esfuerzo al nivel de 1994, sería más baja. Claro que si el reclutamiento de 1994 y 1995 resulta ser inferior o superior al promedio, la captura de 1995 será asimismo inferior o superior a lo esperado.

Los análisis del RPR demuestran que dicho rendimiento, a niveles actuales de esfuerzo, sería un 23% mayor si en el futuro la flota dirigiera su esfuerzo hacia peces grandes, tal como hizo en 1989–1992, y no hacia peces pequeños, tal como ocurrió en 1978–1982 (la diferencia, con 18.000 días, entre las curvas sólidas y de trazos en la Figura 59). El nivel de esfuerzo durante 1989–1992 fue de aproximadamente 21 mil días de cerqueros de la clase 6 por año, mientras que en 1978–1982 fue en promedio unos 33 mil días por año. Una reducción de 33 mil a 21 mil días durante el período anterior hubiera producido un aumento de aproximadamente 2% en la captura y 60% en la CPDP. Por lo tanto, la combinación del RPR aumentado con el esfuerzo reducido produciría un aumento de un 25% en el RPR ($1,02 \times 1,23 = 1,25$). En la Figura 59 se ilustran los RPR correspondientes a dos pautas diferentes de mortalidad por pesca por edad específica.

En la Figura 60 se ilustran los efectos de dos niveles promedio de reclutamiento distintos, aquellos de 1989–1992 (“elevado”) y de 1967–1992 (“promedio”), combinados con la mortalidad por pesca por edad específica de 1989–1992. La captura, al nivel actual de esfuerzo, es aproximadamente 30% mayor con un reclutamiento elevado que con un reclutamiento promedio. La captura con reclutamiento y esfuerzo elevado al nivel de 1989–1992 es 35% mayor que la captura con reclutamiento y esfuerzo promedio al nivel de 1978–1982.

En la Figura 61 se ilustran los efectos combinados de reclutamiento elevado y mortalidad por pesca por edad específica similar a aquella de 1989–1992 *versus* reclutamiento normal y mortalidad por pesca por edad específica similar a aquella de 1978–1982. En este caso la captura de la primera combinación supera a aquél de la segunda por un 60% para niveles de esfuerzo entre 10 mil y 35 mil días. Casi la mitad del aumento en la captura estimada provendría del reclutamiento aumentado y la otra mitad del RPR aumentado.

Los modelos de producción para los cuales se estimaron los parámetros con los datos de 1968–1983 predicen que el stock de aleta amarilla se reduciría a cero a principios de 1990, a raíz de las capturas grandes logradas durante 1985–1989. Estos modelos permiten una captura casi nula en 1990–1995. Obviamente estas estimaciones no son representativas de las condiciones en la pesquería. Tal como se indica arriba, los análisis con estructura de edades demuestran que ocurrieron cambios mayores en la mortalidad por pesca por edad específica y el reclutamiento entre 1983 y 1985, y que estos cambios han causado que la producción del stock sea mucho mayor que lo esperado por los parámetros del modelo de 1968–1983. Si se supone que los datos de los años más recientes representan las condiciones actuales en la pesquería, y se estiman de nuevo los parámetros del modelo de producción de la forma descrita anteriormente, entonces las capturas esperadas corresponden mucho mejor a las observadas (recuadros inferiores de las Figuras 57 y 58). Los parámetros nuevamente estimados del modelo estiman que la captura de equilibrio en el OPO en 1995, con los niveles de esfuerzo reducidos de 1992–1994, sería aproximadamente 246 a 261 mil toneladas. Con este nivel de esfuerzo reducido, los dos modelos de producción indican que la CPDP debería caer entre 18 y 19 toneladas. Estos valores son casi seguramente demasiado altos; es más probable que la CPDP quedará entre unas 13 y 15 toneladas.

Se estima que el reclutamiento ha fluctuado por un factor de 3, aproximadamente, y que no parece tener relación con la magnitud del stock dentro del rango de datos de pesca observados (Figura

55). Esta situación dificulta aún más la elaboración de pronósticos a corto plazo con modelos de producción. Para mejorar las predicciones obtenidas a partir de este modelo es necesario utilizar información sobre el reclutamiento. Lo más conveniente sería efectuar pronósticos con uno o dos años de anticipación, pero no es posible en la actualidad.

En resumen, la evaluación del efecto de la pesca sobre la abundancia y rendimiento del aleta amarilla en el OPO presenta dificultades. El uso exclusivo de los modelos de producción arroja resultados tenues, y en consecuencia se han combinado los resultados de tres modelos diferentes (RPR, cohortes, y producción) para llegar a lo que se cree ser las conclusiones más acertadas. Sin embargo, los pronósticos basados en estos análisis están sujetos a un margen de error considerable, y se prosigue por lo tanto la exploración de técnicas analíticas alternas para llegar a las mejores estimaciones posibles de la productividad del stock de aleta amarilla.

Los análisis precedentes de RPR, representados por la curva de trazos en la Figura 61, demuestran que el nivel actual de esfuerzo (19.000 días de la clase 6) está de 4 a 15% por debajo del nivel necesario para capturar el RPMS (19.800 a 21.900 días). Demuestran además que la captura real varía en conformidad con el nivel del rendimiento y la mortalidad por pesca por edad específica (Figuras 59-61). La captura de equilibrio con la mortalidad por pesca por edad específica de 1994, un reclutamiento de 83 millones de peces (el promedio de 1988-1994), y 19 mil días de esfuerzo sería aproximadamente 271 mil toneladas por año, pero se tardaría varios años en llegar al equilibrio; la captura en 1995 sería unas 238 mil toneladas. Si se aumentara el esfuerzo a unos 22 mil días, la captura de equilibrio sería unas 269 mil toneladas, pero en 1995 la captura sería unas 258 mil toneladas. Cabe destacar que un aumento del esfuerzo de 19 mil a 22 mil días reduciría la captura de equilibrio en unas 2 mil toneladas por año, pero la CPDP de equilibrio disminuiría de unas 14,3 a unas 12,2 toneladas por día (una reducción de 15%). Si se incrementara el esfuerzo a 27 mil días, la captura en 1995 sería de unas 285 mil toneladas, pero la captura de equilibrio disminuiría a unas 262 mil toneladas y la CPDP de equilibrio a unas 9,7 toneladas, una reducción de 32%.

El uso de estimaciones actuales de los parámetros del modelo de producción arroja estimaciones del tamaño del stock sustancialmente mayores al nivel óptimo. De ser así, la pesquería podría capturar una cantidad de pescado superior al RPMS, que sería unas 325 mil toneladas por año del OPO, 275 a 285 mil de las cuales provienen del ARCAA. Sin embargo, se debería tener cuidado en el uso de los valores del modelo de producción, por dos motivos. En primer lugar, el nivel de esfuerzo ha sido casi constante desde 1984 y los valores observados de las capturas y las CPDP han sido sustancialmente inferiores a los valores predichos (Figuras 57 y 58, recuadros inferiores). (Se estimaron los parámetros a partir de datos de 1984-1994.) Bajo estas condiciones, las estimaciones son altamente imprecisas. En segundo lugar, el reclutamiento parece haber estado disminuyendo en los últimos años, y si sigue así, o se estabiliza al nivel de 1992-1994, nuevas estimaciones de los parámetros del modelo de producción indicarán que la productividad del stock es menor de lo que se indicaba anteriormente.

Tal como se mencionó, es posible que en el futuro la flota dirija una mayor porción del esfuerzo hacia peces no asociados con delfines. El pescado capturado en cardúmenes no asociados o asociados con objetos flotantes es más pequeño que aquel capturado en asociación con delfines (Figura 62), así que un cambio en la modalidad de pesca llevaría a una declinación de la captura sostenible de aleta amarilla en el OPO. Esta reducción, que podría tardar varios años en manifestarse completamente, podría reducir las capturas hasta 150 a 200 mil toneladas por año. (Cabe destacar, sin embargo, que los modelos de producción nunca han sido aplicados a una serie de datos del OPO que no incluye la pesca de atunes asociados con delfines.)

Una recomendación de una cuota de captura para el aleta amarilla sería pertinente sólamente al ARCAA, pese a que estudios recientes (Informe Anual de la CIAT de 1989: 233) indican que los peces del ARCAA y una porción del OPO fuera del ARCAA pertenecen probablemente a un solo stock. En la

porción del OPO fuera del ARCAA el tamaño promedio de los peces en la captura es cercano al crítico, y por lo tanto óptimo en cuanto a la maximización del RPR. No es por lo tanto necesario limitar la captura en dicha área. Durante la 55^a Reunión de la Comisión, celebrada en junio de 1995, se presentaron recomendaciones específicas para la reglamentación de la pesca.

ATUN BARRILETE

Las capturas mundiales de barrilete han superado las de las otras especies de atunes desde hace muchos años (Tabla 5). La proporción de barrilete en las capturas mundiales de las especies de mayor importancia comercial (barrilete, aleta amarilla, patudo, albacora, aleta azul del norte y del sur) fue un 45%, 45%, 51%, 48%, y 46% en 1989, 1990, 1991, 1992, y 1993, respectivamente. En el Océano Pacífico el barrilete formó un 47%, 48%, 55%, 51%, y 51% de la captura en 1989, 1990, 1991, 1992, y 1993, respectivamente. En la Figura 63 se detallan las capturas mundiales de barrilete, clasificadas por área. Es evidente que las capturas en el Océano Pacífico son mucho mayores que las del Océano Atlántico e Índico, y que las capturas en el Pacífico central y occidental son mucho más grandes que las del Océano Pacífico oriental (OPO). Las capturas en el OPO han permanecido aproximadamente al mismo nivel entre 1961 y 1994, con la excepción del incremento en el período de 1975–1982; en cambio, las capturas en las otras áreas han aumentado marcadamente.

Existen pesquerías sustanciales de barrilete en el Pacífico noreste cerca de Baja California, las Islas Revillagigedo, y la Isla Clipperton, y en el Pacífico sudeste cerca de Centroamérica, el norte de Sudamérica, la Isla de Cocos-Banco de Brito, y las Islas Galápagos. La zona de aguas muy cálidas a la altura de México meridional que separa estas dos regiones generalmente carece de barrilete, pero en algunos años (1956, por ejemplo) la distribución de barrilete ha sido continua de norte a sur. La pesca del barrilete en el OPO suele tener lugar más cerca del litoral que la del aleta amarilla, pero en los últimos años ha aumentado la proporción de barrilete capturado mar afuera. En el Océano Pacífico central se explota el barrilete a menor escala cerca de las islas de Hawaii y la Polinesia Francesa (las Islas Marquesas, Tuamotu, y Sociedad). Más al oeste, cerca de Fiji, las Filipinas, Indonesia, Japón, Papua Nueva Guinea, las Filipinas, las Islas Salomón, y muchas otras islas, existen pesquerías de barrilete mucho más importantes.

Las capturas totales de barrilete en el OPO varían considerablemente de año a año (Tabla 1, Figura 63), y las áreas dónde es capturada la especie también varían de año a año. A fines de la década de los 50 se realizaron grandes capturas de barrilete al sur de 5°S, y desde entonces hasta principios de los años 70 cerca de la costa del Ecuador y el norte de Perú. A principios de los años 70 el centro de abundancia del grupo sureste pareció trasladarse a aguas frente a Colombia y Centroamérica, y una década después volvió a Colombia y Ecuador. En 1994 se realizaron capturas sustanciales frente a Colombia, Ecuador, y Perú (Figura 5).

En la Figura 20 se ilustra la composición de talla de las muestras de barrilete tomadas en el OPO entre 1989 y 1994. Son evidentes diferencias entre años; los peces fueron más pequeños en 1992 y 1993 que en los otros años.

Los atunes son capturados en tres tipos de cardúmenes, aquellos asociados con delfines, con objetos flotantes, tales como troncos de árboles, y no asociados con nada excepto otros peces. A diferencia del aleta amarilla, no se captura con frecuencia el barrilete en cardúmenes asociados con delfines. Se presentan en la Tabla 4 datos del número de lances cerqueros registrados de cada tipo, las capturas de aleta amarilla, barrilete, y patudo en dichos lances, y las capturas totales de las tres especies. Se puede ver que el número de lances sobre atunes asociados con objetos flotantes y no asociados fue máximo entre mediados de los años 70 y principios de los 80, y que en este período se lograron las mayores capturas de barrilete. Hay actualmente mucha oposición a la pesca de atunes asociados

con delfines, y si los barcos que han pescado de esa manera en años recientes dirigieran su esfuerzo hacia atunes asociados con objetos flotantes y no asociados, es probable que aumentasen las capturas de barrilete (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (1): 132-143).

Si la pesquería de atunes que habitan la superficie dependiera más del aleta amarilla en el futuro, es probable que las capturas totales de atunes de todas las especies fluctúen más entre años que durante los años 70 y 80 y principios de los 90, debido a que la disponibilidad del barrilete en el OPO es más variable que la del aleta amarilla. Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de barrilete varían entre años por un factor de aproximadamente 7 (Boletín de la CIAT, 19 (6): Tablas 9 y 10), mientras que las de aleta amarilla varían entre años por un factor de aproximadamente 3 (Tabla 20). La mayor variabilidad del barrilete se debe a dos factores. En primer lugar, el reclutamiento de barrilete (Boletín de la CIAT, 19 (6): Tabla 14) es más variable que aquel de aleta amarilla (Tabla 18). En segundo lugar, se capturan menos grupos de edad de barrilete que de aleta amarilla, y la presencia de más grupos de edad suele disminuir las fluctuaciones entre años en las capturas.

Estructura de la población

El barrilete ocurre en todas las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que ocurre un intercambio considerable de peces entre áreas (Figura 64). Es de importancia fundamental establecer si estos peces forman parte de una sola subpoblación o de varias, y en este último caso, determinar dónde ocurren las distintas subpoblaciones y cómo varía su distribución con el tiempo y la edad. Se han usado varios métodos para estudiar este problema, entre ellos el análisis de las estadísticas de captura, el ciclo vital, el marcado, datos genéticos bioquímicos, y datos de la composición química de los otolitos de los peces. Diversas organizaciones, entre ellas la CIAT, la Comisión del Pacífico Sur, el National Marine Fisheries Service (NMFS) de los EE.UU., y varias entidades japonesas, han estudiado estos temas. Los resultados de estos estudios fueron analizados en una reunión de trabajo patrocinada por la Comisión del Pacífico Sur en 1980, a la que asistieron biólogos pesqueros y especialistas en genética de población; las conclusiones de esa reunión fueron analizadas a fondo en el Informe Anual de la CIAT de 1984. En resumen, habían dos hipótesis principales sobre el barrilete del Océano Pacífico: (1) la hipótesis de subpoblaciones separadas, que afirmaba que en el Océano Pacífico existen al menos dos subpoblaciones de barrilete genéticamente distintas; (2) la hipótesis de gradación (o clinal), que sostendía que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, sino que hay aislamiento por distancia: es decir, la probabilidad de hibridización de dos peces dados es una función inversa de la distancia entre los dos. En la reunión de trabajo se concluyó que la información disponible no permitía decidir a favor de una u otra de las dos hipótesis.

Un estudio más reciente (Mar. Biol., (3): 315-319), en el cual se analizó el ADN (ácido desoxirribonucleico) mitocondrial, no descubrió ninguna diferencia genética entre los barriletes del Pacífico y del Atlántico. No obstante, cabe destacar que estos resultados no implican una mezcla rápida de peces de los dos océanos, ya que una mezcla muy lenta es suficiente para mantener la homogeneidad genética. Si no existen diferencias genéticas entre los barriletes del Pacífico y del Atlántico, es poco probable que existan entre barriletes de distintas partes del Océano Pacífico.

Durante muchos años se supuso que casi todos los barriletes capturados en el OPO eran peces recién llegados del Pacífico central y/o occidental y que pronto abandonarían el OPO para regresar al área donde originaron. Este supuesto se basaba en la evidencia siguiente. En primer lugar, datos de arrastres de plancton (Boletín de la CIAT, 19 (6)) indican que barriletes larvales y juveniles tempranos son más abundantes en el Pacífico central y occidental que en el OPO. En segundo lugar, No se ha reportado la presencia de barriletes larvales o juveniles tempranos en los estómagos de atunes capturados en el OPO (Scripps Inst. Ocean., Bull., 6 (4); Calif. Fish Game, 41 (1) and 46 (1); Boletín de la CIAT, 7 (5)), pero sí se encuentran con frecuencia en los estómagos de atunes capturados en el Océano

Pacífico central y occidental (South Pacif. Comm., Tuna Billfish Assess. Prog., Tech. Rep., 9). En tercer lugar, veintisiete barriletes marcados liberados en el OPO han sido recapturados en el Pacífico central u occidental (Boletín de la CIAT, 19 (4): Anexo 2). Y en cuarto lugar, la incidencia de barriletes de más de 60 cm de talla es más elevada en Hawaii (U.S. Fish Wild. Serv., Spec. Sci. Rep., Fish., 512) que en el OPO. Por otra parte, empero, se han encontrado barriletes maduros en el OPO, particularmente al oeste de 100°W (Boletines de la CIAT, 1 (6) y 5 (6)), así que es posible que la pesquería del OPO no dependa tanto de peces del Pacífico central y occidental como se suponía generalmente. El personal de la CIAT investigará más a fondo la estructura de poblaciones del barrilete en el OPO mediante la evaluación crítica del alcance del desove de la especie en ese área. En enero de 1995 se iniciará un programa de muestreo de 2 años de duración para muestrear barriletes capturados en la pesquería comercial. Se colectarán ovarios de barriletes de más de 50 cm de talla capturados en todas partes del OPO. Se limitará el muestreo a los especímenes más grandes porque tienen mayor probabilidad de ser sexualmente maduros.

El Informe Anual de la CIAT de 1984 contiene un análisis de la estructura de la población del barrilete en el OPO y su relación con las poblaciones en el resto del Pacífico. El marcado ha demostrado que ocurre poca mezcla de peces entre el área del norte de México y aquella del norte de Sudamérica-Centroamérica. Existe una correlación moderada entre las capturas de barrilete de las áreas nordeste y sudeste, sin embargo, pero en ocasiones, como sucedió en 1970, la captura ha sido superior al promedio en un área e inferior al promedio en la otra (Figura 65). Un examen de los datos disponibles en ese entonces llevó a la conclusión de que el barrilete del norte de México y el de Sudamérica-Centroamérica forman parte de un solo grupo que habita una zona en forma de arco cuyos extremos se encuentran en esas dos áreas, y que los peces que se encuentran en los extremos de la distribución se mezclan, al menos en cierto grado, en las zonas de desove del Pacífico central y/o occidental.

Hacia fines de los años 70 y principios de los 80 científicos de la CIAT realizaron investigaciones de la composición química de las partes duras de los atunes, usando PIXE (*proton-induced x-ray emission spectroscopy*, o espectroscopía por emisión de rayos X inducida por protones) para estimar el grado de mezcla entre peces de distintas áreas. La investigación se basa en el supuesto de que distintas áreas del océano poseen características químicas, físicas, y biológicas que afectan la composición química de las partes duras de los peces, permitiendo así distinguir entre peces que han vivido en distintas áreas en algún momento de su vida. Los resultados de este estudio han sido publicados en los Informes Anuales de la CIAT y en el *Colección de Documentos Científicos*, Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico, Vol. 24. Desgraciadamente, el análisis de la estructura de stocks con este método es caro y presenta dificultades técnicas. Además, la interpretación de los resultados es difícil porque no se entienden bien los procesos que rigen la composición elemental de las partes duras.

Hacia fines de los años 80 y principios de los 90 la CIAT apoyó una investigación del uso de un detector de rayos X dispersantes de energía (EDS) conectado a un microscopio electrónico de barrido para medir la composición química de los otolitos de atunes barrilete. Los resultados indican que el EDS es potencialmente útil para la identificación de los stocks. Sin embargo, hubo una variación considerable entre los otolitos de peces de un solo área, y no es posible clasificar los peces con precisión absoluta.

La mayoría de la investigación fue llevada a cabo con otolitos tomados de barriletes capturados frente a Baja California, Hawaii, y Fiji. Se prepararon secciones transversales de los otolitos y se midieron los niveles de calcio, potasio, estrontio, azufre, magnesio, fósforo, sodio, y aluminio. Tres mediciones, representando áreas de crecimiento temprano, de media vida, y reciente, fueron tomadas de cada sección transversal. (No se procuró determinar la edad de los peces, o sea que no se saben precisamente las edades correspondientes al crecimiento temprano, de edad mediana, y reciente. El crecimiento temprano corresponde a la etapa juvenil temprana del pez, y el reciente a aquella de peces de

entre 44 y 60 cm de talla en el momento de captura.) Análisis multivariables de varianza demostraron diferencias significativas entre las zonas de los otolitos. Las zonas de crecimiento temprano, de media vida, y reciente fueron diferentes para peces de Hawaii y Fiji, señalando que no habitaron las mismas áreas oceánicas durante ninguno de estos períodos. En el caso de peces de Hawaii y Baja California, las zonas temprana y de media vida eran similares, pero la de crecimiento reciente era diferente. Esto parece indicar que habitaron la misma área durante los períodos temprano y de media vida, pero adquirieron características diferentes durante el período reciente cuando estuvieron en distintas áreas. Esto corresponde con el supuesto, arriba descrito, de que la mayoría de los barriletes que habitan el OPO fueron criados en el Pacífico central y regresan a ese área al cabo de un breve estancia en el OPO. Pudiera eventualmente ser factible tomar otolitos de muestras de barriletes grandes capturados en el Pacífico central y determinar cuáles de ellos visitaron el OPO y cuáles no.

Se realizaron análisis de muestras de frecuencia de talla de barrilete capturado en el OPO y cerca de Hawaii para determinar (1) si el reclutamiento demuestra una relación con la temporada en una u otra área y, de ser así, (2) si existen similitudes en las variaciones temporales observadas en las dos áreas. El barrilete desova en todos los meses del año en el Pacífico central ecuatorial, y solamente en ciertas temporadas en el hemisferio norte alrededor de las Islas de Hawaii y en el hemisferio sur alrededor de las Islas Marquesas. Se ignora si los peces capturados en estas áreas y áreas adyacentes provienen de cohortes estacionales dominantes o de cohortes que se encuentran distribuidas más o menos uniformemente durante todo el año. En las áreas donde el desove es estacional, estos análisis permiten una comparación con las cohortes entrantes que son producto de desoves que ocurrieron durante distintas épocas del año. Por ejemplo, si la cohorte dominante en la captura coincide con el período de desove local máximo, entonces es posible que el desove de otros lugares no contribuya significativamente al stock local explotable. En caso contrario, empero, es probable que el stock explotable sea menos dependiente de la actividad local de desove. Esta información debería llevar a una mejor comprensión de las relaciones posibles entre peces capturados en el OPO y cerca de Hawaii.

En el Informe Anual de la CIAT de 1991, páginas 210–212, se detallan los métodos usados para llevar a cabo los análisis. Se concluyó que el barrilete es reclutado a la pesquería de Hawaii principalmente durante abril y mayo y a la pesquería del OPO principalmente durante diciembre, enero, y febrero. Es casi cierto que estos peces provienen de desoves en distintas épocas del año, pero ésto no excluye la posibilidad de que los reclutas a las dos áreas sean miembros del mismo stock.

Abundancia, disponibilidad, y vulnerabilidad a la captura

En el Boletín de la CIAT, Vol. 19, N° 6, se publicó un examen de los efectos de las condiciones ambientales sobre la abundancia, disponibilidad, y vulnerabilidad a la captura del barrilete en el OPO. Dicho informe incluye análisis de la relación entre la abundancia aparente del barrilete en su segundo año de vida en el OPO y (1) el promedio de la temperatura superficial del mar en la parte del Océano Pacífico comprendida entre 135°W y 180°W con temperaturas superiores a los 27,8°C; (2) el índice de mezcla por el viento (el cubo de la velocidad promedio del viento, aproximadamente proporcional al grado de mezcla causado por el viento en las capas superiores del océano) en ese área; y (3) la fuerza de la Contracorriente Ecuatorial del Norte, que fluye hacia el este.

Se efectuó el primer análisis en vista de la alta correlación positiva entre la temperatura y la concentración de larvas de barrilete capturadas con redes de zooplancton (Boletín de la CIAT, 19 (6)), lo cual permite pensar que puede aumentar el desove o la supervivencia de huevos y/o larvas en años con temperaturas superficiales del mar más elevadas. Se realizó el segundo análisis porque es posible que la supervivencia de las larvas de barrilete dependa del grado de mezcla de las capas superiores del océano. Investigaciones realizadas por el NMFS (Inter. Coun. Explor. Sea, Rapp. Proces-Verb., 178: 375–388) indican que en la Corriente de California el alimento apto para las larvas de anchoa *Engraulis mordax* en

sus primeras alimentaciones suele concentrarse en agregaciones y en estratos bien definidos. La mezcla deshace los estratos y dispersa los organismos alimenticios, de modo que muchas de las larvas no pueden obtener alimento suficiente para sobrevivir. Aparentemente, las generaciones anuales fuertes de anchoas adultas están asociadas con vientos débiles durante la etapa larval, y viceversa, y se creyó que pudiera ocurrir lo mismo en las zonas de desove del barrilete en el Pacífico central. Se realizó el tercer análisis porque se pensaba que si los barriletes usan la Contracorriente Ecuatorial del Norte en su migración (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 70 (3): 741-762) los peces más jóvenes podrían ser llevados al OPO en mayores cantidades cuando la corriente es fuerte y en menores cuando es débil. Se descubrió una correlación significativa entre la abundancia del barrilete y la temperatura superficial del mar, y una correlación altamente significativa entre la abundancia del barrilete y el índice de mezcla por el viento, ya que este índice explica el 46% de la variabilidad en la abundancia aparente del barrilete en el OPO en su segundo año de vida. Sin embargo, no se descubrió ninguna correlación significativa entre la abundancia del barrilete y los índices de la velocidad de la corriente.

En general, los resultados obtenidos por los investigadores de la CIAT, en sus intentos por relacionar la abundancia aparente del barrilete con las condiciones ambientales, indican que esta relación es compleja y sutil. El problema podría quizás ser resuelto parcialmente si se pudieran realizar estudios biológicos y estadísticos de toda la unidad (o de todas las unidades si hay más de una) de la población que contribuye a la pesquería en el OPO, en lugar de analizar tan sólo la parte que habita el OPO durante parte de su ciclo vital. Se cuenta con datos utilizables sobre la captura, el esfuerzo, y la CPUE para tan sólo algunas partes de la unidad (o unidades) de la población del Pacífico. Separar las capturas de peces provenientes de aquella unidad (o unidades) de población que contribuye(n) a la pesquería del OPO de aquella(s) que no contribuye(n) constituye un problema adicional.

Evaluación de los stocks

Tal como se comenta en la subsección titulada ***Estructura de la población***, durante muchos años se supuso que casi todos los barriletes capturados en el OPO eran peces recién llegados del Pacífico central y/o occidental y que pronto abandonarían el OPO para regresar al área donde originaron. Ninguno de los modelos comentados a continuación funciona muy bien cuando los peces explotados por la pesquería en cuestión se mezclan con los de otras áreas, así que no es posible basar conclusiones firmes en estos análisis.

Modelos con estructura de edades

En la sección anterior de este informe que trata de la evaluación del stock de aleta amarilla se analiza el enfoque de rendimiento por recluta al modelado con estructura de edades. Se calculan estimaciones de los rendimientos por recluta que se pueden obtener con varias combinaciones de talla de ingreso y mortalidad por pesca. En la mayoría de los casos los resultados indican que (1) los rendimientos por recluta serán mayores si no se explotan los peces pequeños y (2) si se capturan peces de talla inferior a la crítica, los rendimientos por recluta serán mayores con niveles de esfuerzo intermedios que con altos. Sin embargo, si la población no es cerrada, y peces entran al área de pesca, permanecen brevemente, y se van, es posible que no haya motivo por evitar la captura de peces pequeños ni limitar el esfuerzo de pesca. Se ha llevado a cabo un análisis de rendimiento por recluta, basado en el supuesto de que el barrilete del OPO constituye una población cerrada. En la Figura 66 se presentan los rendimientos por recluta para el barrilete correspondientes a varias combinaciones de mortalidad natural, esfuerzo de pesca, y talla de ingreso. Para obtener los cálculos que forman la base de esta figura se integraron las estimaciones de los investigadores de la CIAT de la mortalidad por pesca específica para cada talla durante 1986-1987, y del crecimiento y la mortalidad natural. Las fuentes de los datos sobre crecimiento en peso son las siguientes:

Cálculo	Ecuación	Fuente
Crecimiento en talla	24 cm/año	Boletín de la CIAT, 19 (6)
Relación peso-talla	$\log w = 3,336 \log l - 8,250$	Boletín de la CIAT, 4 (2)

Se usó un coeficiente anual de mortalidad natural de 1,5 (un 78%). Los valores en la escala horizontal son múltiplos del esfuerzo de pesca, es decir, 0,5, 1,0, y 2,0 representan valores de esfuerzo equivalentes a la mitad de, igual a, y el doble de los valores reales de esfuerzo de 1986–1987. Distintas combinaciones de esfuerzo de pesca y talla de ingreso arrojan rendimientos por recluta distintos, indicados por curvas. Por ejemplo, si se fija la talla de ingreso en 40 cm (unos 1,2 kg/2,7 libras), el rendimiento por recluta con un multiplicador de 1 es aproximadamente 0,72 kg (1,582 libras). Se produciría el rendimiento por recluta máximo con una talla de ingreso de unos 40 cm con un multiplicador de 1, y de unos 48 cm (aproximadamente 2,3 kg o 5,0 libras) con un multiplicador de 2 a 3. Con el nivel de esfuerzo de 1986–1987 un aumento de la talla de ingreso a 40 cm incrementaría el rendimiento por recluta de unas 1,57 libras a unas 1,582, un aumento de menos de 1%. Con la mortalidad por pesca por talla específica de 1986–1987, doblar o triplicar el esfuerzo de pesca resultaría en aumentos en el rendimiento por recluta a unas 1,594 o 1,597 libras, respectivamente, incrementos de menos de 2%. Se podría lograr el aumento máximo posible, un 3%, si se aumentara la talla de ingreso a unos 48 cm y se triplicara el esfuerzo de pesca. Esto se debe a que la pérdida en el peso total de una cohorte de peces por mortalidad natural excede su incremento por crecimiento, aún cuando los peces miden menos de 50 cm y están supuestamente creciendo con rapidez.

Modelos de producción

En la sección anterior de este informe que trata de la evaluación del stock de aleta amarilla se describen los modelos de producción, basados en índices de abundancia de los peces. Se examinan los datos de CPUE y esfuerzo para ver si los dos están relacionados; si no, es posible que el esfuerzo de pesca no esté afectando la abundancia de los peces. Han sido examinados datos de CPUE de barrilete y esfuerzo de pesca en el OPO, y no se descubrieron relaciones significativas. Se atribuye la falta de relación a que la llegada y salida de los barriletes del Pacífico central y/o occidental ejerce una mayor influencia que la pesquería sobre su abundancia en el OPO. Sin embargo, existe también el problema de determinar cuál esfuerzo debería ser considerado esfuerzo sobre barrilete, ya que los pescadores a menudo no realizan lances sobre cardúmenes de barriletes porque prefieren buscar aletas amarillas, cuyo valor comercial es mayor. Además, a medida que los barcos grandes reemplazaron a los más pequeños en las décadas de los 70 y 80, se aplicó una mayor proporción del esfuerzo a mayor distancia de la costa, donde el barrilete abunda menos o es más difícil de capturar, por lo que el esfuerzo aplicado en los últimos años no equivale a aquel aplicado en los años anteriores.

Modelos reproductor-recluta

En la sección anterior de este informe que trata de la evaluación del stock de aleta amarilla se describen los modelos reproductor-recluta. Debido a la falta de conocimientos de la estructura de los stocks de barrilete, es imposible aplicar esos modelos a la especie en el Océano Pacífico de forma significativa. El barrilete es menos explotado que la mayoría de las demás especies comerciales de atunes, y se cree generalmente que el reclutamiento del barrilete no ha sido afectado por la reducción en la abundancia de los reproductores debido a la pesca.

Se señaló anteriormente que las descargas de barrilete fueron considerablemente mayores durante 1975–1982 que en los años anteriores o posteriores, y es por lo tanto interesante analizar la información sobre la relación entre el esfuerzo de pesca dirigido hacia la especie y las descargas de la

misma. Rara vez se capturan barriletes en lances sobre atunes asociados con delfines, y por lo tanto se consideraron solamente lances sobre objetos flotantes y cardúmenes no asociados. Se calcularon los promedios anuales siguientes a partir de los datos en la Tabla 4:

Años	Tipo de cardumen			Descargas de barrilete	Razón de lances a lances de 1983–1994	Razón de descargas a descargas de 1983–1994
	Objeto flotante	No asociado	Total			
1975–1982	6.291	13.213	19.504	126.676	1,84	1,71
1983–1994	2.828	7.770	10.598	74.261		

(Se estimó el número total de lances sobre objetos flotantes y sobre peces no asociados para cada año multiplicando el número de lances registrados por la razón de descargas totales de barrilete por barcos cerqueros a las descargas registradas de barrilete por barcos cerqueros.) Estos resultados indican que las descargas son casi proporcionales al esfuerzo, lo cual no concuerda con los resultados en la Figura 66. Esta discrepancia entre la Figura 66 y la tabla arriba presentada se debe probablemente a que la población de barrilete en el OPO no es cerrada. En ese caso, es posible que, cuando se saca barrilete de áreas donde son más vulnerables a la captura, peces de otras áreas se trasladen a estas áreas para reemplazarlos. Si el reemplazo ocurre rápidamente, las descargas podrían ser casi proporcionales al esfuerzo, tal como parece ocurrir en la tabla. Además, se puede ver en la Figura 10 que las CPUE estuvieron a más o menos el mismo nivel en los períodos de 1975–1982 y 1983–1994.

Por otra parte, la discrepancia entre la Figura 66 y la tabla podría deberse, al menos parcialmente, a mayores desechos de barrilete durante el período de 1983–1994. Se sabe que la demanda comercial de la especie fue mayor durante 1975–1982 que durante 1983–1994, así que si se pudieran sustituir las descargas en la tabla con capturas las razones de la captura de 1975–1982 a la de 1983–1994 sería menos que 1,71—quizá alrededor de 1,5 o 1,6. Además, las CPUE en la Figura 10 aumentarían más para el período de 1983–1994 que para el de 1975–1982. Datos tomados durante 1993 y 1994 sobre los desechos de barrilete por barcos cerqueros de la clase 6 indican que las capturas fueron un 15 a 20% superiores a las descargas.

Finalmente, se puede ver en la Figura 10 que las CPUE de barrilete fueron considerablemente mayores durante 1959–1971 que durante 1972–1994. Tal como consta en las páginas 204–205, se obtiene la CPUE de barrilete en un año dado dividiendo la captura total de barrilete por el esfuerzo total en ese año. A fines de los años 50 y durante los 60 no habían muchos barcos capaces de pescar en áreas de altura, y la flota concentró la mayoría de su esfuerzo en áreas costeras donde el barrilete es más abundante y/o más vulnerable a la captura. Esta es probablemente la razón principal por las CPUE mayores durante 1959–1971. Se ha procurado establecer criterios para el esfuerzo sobre barrilete (Boletín de la CIAT, 19 (6)), pero los resultados no fueron completamente satisfactorios.

Consideraciones para 1995

Se puede afirmar con bastante seguridad que el barrilete ha sido subexploitado en el OPO, y que esta situación no cambiará en el futuro inmediato. No obstante, es importante adquirir mayores conocimientos sobre esta especie y su relación con el ambiente, en particular por las dos razones siguientes. En primer lugar, es posible que estos conocimientos permitan pronosticar, con varios meses de anticipación, la abundancia de barrilete en el OPO, lo cual sería de gran valor para la industria pesquera. En segundo lugar, es posible que un conocimiento de las condiciones ambientales favorables para la existencia del barrilete, junto con una comprensión de los procesos dinámicos del océano,

permite pronosticar dónde y cuándo existe mayor probabilidad de capturar barrilete, lo cual aumentaría la eficacia de la flota pesquera.

ATUN PATUDO

Las capturas mundiales de patudo son inferiores a aquellas de barrilete y aleta amarilla, pero superiores a las de albacora y aleta azul del norte y del sur (Tabla 5). La mayoría de la captura de esta especie es consumida fresca, mientras que el barrilete y aleta amarilla son generalmente enlatados. Ya que se pagan precios mucho más elevados por peces destinados al mercado de pescado fresco, el patudo forma un componente muy importante de las capturas mundiales de atunes. Entre 1984 y 1993, del 34 al 44% de la captura mundial de patudo provino del Océano Pacífico oriental (OPO).

En la Tabla 21 se presentan datos sobre las capturas de patudo en el Océano Pacífico. Los datos correspondientes a los peces capturados con artes subsuperficiales en el OPO provinieron del National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) del Japón, el Centro de Investigaciones Atuneras del Instituto de Oceanografía de la Universidad Nacional de Taiwan, y la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo de Pesquerías de Corea. Los datos de los peces capturados por barcos de Japón y Corea fueron suministrados en número de peces. Los datos de 1971–1987 fueron convertidos a toneladas cortas con los datos de pesos promedios en la Tabla 3 del Boletín de la CIAT, Vol. 20, No. 5, y se usaron los datos equivalentes de peso promedio para 1988–1993 suministrados por el NRIFSF para convertir los valores para esos años a toneladas cortas. Se usó el promedio no ponderado de los pesos promedio de 1971–1993, 52,8 kg, para convertir los valores de 1954–1970 a toneladas cortas. Los datos en los dos últimas columnas de la tabla provienen de los compendios anuales de estadísticas pesqueras de la Organización para la Agricultura y el Alimento de las Naciones Unidas. Las capturas de patudo en el OPO por todas las artes en años recientes fueron similares a las de barrilete, pero marcadamente inferiores a las de aleta amarilla (Tabla 1). Se captura el patudo principalmente con palangre. Al principio de los años 50 se practicaba muy poca pesca con palangre en el OPO, y las capturas eran por consiguiente bajas. Sin embargo, a mediados de la misma década, barcos japoneses comenzaron a pescar en esta zona, las capturas de patudo aumentaron y, por lo tanto, desde principios de los años 60 los investigadores de la CIAT han prestado mayor atención a la especie. Entre 1963 y 1991 cinco científicos japoneses del NRIFSF han venido a La Jolla a colaborar con científicos de la CIAT en estudios de la pesca palangrera japonesa del patudo y especies afines en el OPO; en junio de 1995 comenzará un sexto estudios similares.

En la Figura 67 se ilustra la distribución de las capturas registradas de patudo con artes de superficie en el OPO. Las capturas aumentaron hacia fines de los años 60 y en los 70, disminuyeron a partir de 1981, y luego aumentaron dramáticamente en 1994 (Tabla 21).

El aumento en las capturas a fines de los años 60 y durante los 70 se debió aparentemente a dos factores. En primer lugar, en 1966–1979 regían reglamentaciones para el aleta amarilla, pero no para el patudo, lo cual pudo haber causado un aumento en las capturas reales, ya que los pescadores habrían preferido en algunos casos pescar patudo y no aleta amarilla. Simultáneamente, la pericia de los pescadores en capturar patudo probablemente mejoró. En segundo lugar, las estadísticas recopiladas a partir de mediados de los años 60 son más precisas. En la mayoría de los años se ha pagado el mismo precio a los pescadores por el patudo y el aleta amarilla capturados con artes de superficie, y por lo tanto las capturas de patudo han sido registradas frecuentemente como capturas de aleta amarilla. No obstante, desde que se impusieron las reglamentaciones se registran con más frecuencia las dos especies por separado, y en las localidades donde no se hace así se ha aumentado la cobertura de descargas por empleados de la CIAT, quienes estiman las proporciones de las dos especies en descargas mixtas. Una investigación reciente (Informe Anual de la CIAT de 1991: 212–213) indica que no se identificaron

erróneamente los patudos como aletas amarillas durante el período de 1987 a 1989. En 1994 la mayoría de las enlatadoras comenzaron a pagar el patudo a precios ligeramente inferiores al aleta amarilla, disminuyendo la probabilidad de que se reportara el patudo como aleta amarilla.

El aumento en las capturas en 1994 se debió aparentemente al descubrimiento de que los patudos asociados con objetos flotantes, pero a bastante profundidad, pueden ser detectados con equipo de sonar y capturados con red de cerco. Muchos de estos objetos flotantes fueron colocados en el agua por los pescadores para atraer peces. La mayoría de estas capturas de patudo fueron realizadas entre 5°N y 10°S.

Durante 1990–1993 menos de la mitad de los lances con captura de patudo fueron realizados sobre peces asociados con objetos flotantes y aproximadamente la mitad del patudo capturado provino de lances de ese tipo (Tabla 4). En 1994, empero, el 95% de los lances sobre patudos fueron sobre objetos flotantes y más del 95% del patudo capturado provino de esos lances.

Durante 1994 las capturas del 69% de los lances con captura de patudo incluyeron aleta amarilla y/o barrilete. En los cardúmenes mixtos, el 55% de la captura por peso fue patudo, 9% aleta amarilla, y 36% barrilete.

En la Figura 21 se ilustran las distribuciones de talla del patudo capturado con arte de superficie en cada año del período de 1989–1994. Los patudos capturados en 1994 solieron ser más pequeños que aquellos capturados en años anteriores. En la Figura 68 se presentan datos sobre las frecuencias de talla de patudos capturados en cardúmenes no asociados y asociados con objetos flotantes. Se seleccionaron las combinaciones de año-trimestre porque se midieron cantidades adecuadas de pescados de ambos tipos de cardumen en estos estratos. En cuatro de cinco casos los peces de los lances sobre objetos flotantes fueron de talla inferior a aquellos de los cardúmenes no asociados.

Los estudios de los investigadores de la CIAT sobre el patudo capturado por artes de superficie han consistido principalmente en anotar y procesar los datos de captura y esfuerzo basados en los cuadernos de bitácora y la información sobre el peso descargado, la toma de datos de frecuencia de talla en las plantas enlatadoras, y el análisis de estos datos (Calif. Fish Game, 51 (4): 252–258; Boletín de la CIAT, 20 (8)). Además, durante el período de 1959–1978 se marcaron 611 patudos capturados con artes de superficie, y se han devuelto 15 de éstos.

En el Boletín de la CIAT, Vol. 20, N° 8, se demostró que, durante el período de 1971–1991, un 62% de la captura provino de cardúmenes no asociados, un 33% de cardúmenes asociados con objetos flotantes, y un 5% de cardúmenes asociados con ballenas, tiburones, o delfines. Existió una sobreposición considerable en las tallas de los patudos capturados por la pesca con palangre y de superficie. Durante el período de 1971 a 1991, la captura promedio de patudo por lance positivo fue 23 toneladas cortas (22, 28, y 17 toneladas en cardúmenes no asociados, asociados con objetos flotantes, y asociados con ballenas, tiburones, o delfines, respectivamente). (Se define un “lance positivo” como uno en el cual se capturó más de media tonelada de patudo, sin tomar en cuenta la captura de otras especies en el mismo lance.)

Estudios de la pesquería japonesa con palangre realizados conjuntamente por científicos japoneses y de la CIAT (Boletín de la CIAT, 9 (6), 11 (2), 11 (3), 13 (2), 16 (2), 19 (1), y 20 (5)) incluyen análisis de datos sobre las tendencias en el esfuerzo y las capturas, las distribuciones horizontales, verticales, y temporales de las capturas, las tendencias en la abundancia aparente, la composición por talla, y la madurez del patudo.

En la Figura 69 se presentan las distribuciones de la captura de patudo por unidad de esfuerzo (CPUE; número de peces capturado por 100 anzuelos) de palangreros japoneses en el OPO, promediadas para el período de 1981 a 1987. Dos áreas, una al norte de 10°N y al este de 120°W y la otra al sur de 15°S y al oeste de 95°W, carecieron de patudo casi completamente durante el año entero. Las CPUE más elevadas fueron registradas (1) entre 120°W y Ecuador desde 10°S hasta 5°N durante todo el año,

(2) al nordeste de Hawaii entre 20°N y 33°N desde 122°W hasta 140°W durante el primer y cuarto trimestre, y (3) frente al sur del Perú y el norte de Chile entre 18°S y 25°S desde 80°W hasta 90°W durante el tercer y cuarto trimestre.

En la región ecuatorial del norte, entre el ecuador y 8°N, donde se ejerció un fuerte esfuerzo de pesca, las CPUE fueron relativamente bajas durante el segundo semestre del año, especialmente en la parte occidental de esta región. En cambio, en la región ecuatorial del sur, entre el ecuador y 15°S, las CPUE fueron relativamente elevadas en la parte occidental de la región durante todo el año.

La distribución del esfuerzo no coincide bien con las áreas con las CPUE de patudo más elevadas, a pesar de que fue la especie más importante capturada por los palangreros japoneses. Por ejemplo, es aparente una fuerte concentración de esfuerzo en aguas ecuatoriales (8°N a 15°S y al oeste de 110°W), pero las CPUE de patudo en esta zona no fueron particularmente elevadas. Además, aunque las CPUE fueron bastante elevadas al nordeste de Hawaii y frente al sur del Perú y el norte de Chile, no se ejerció mucho esfuerzo en esas zonas. Puede ser que ésto se deba a que en la región ecuatorial se pudo capturar el patudo durante todo el año y los peces fueron generalmente grandes, mientras que más al norte y más al sur la presencia del patudo fue más estacional, y los peces solían ser más pequeños.

Se completó recientemente un estudio usando modelos lineales generales para estandarizar las CPUE de patudo en el OPO (Boletín de la CIAT, 20 (4)). Se consideraron los efectos de año, temporada, área, y profundidad de pesca, y se descubrió que todos ejercían un efecto significativo sobre las CPUE.

Se presentan en la Figura 71 los datos de frecuencia de talla del patudo capturado con palangre durante 1981–1987 en la zona delineada en la Figura 70. La mayoría de los peces capturados median entre unos 90 y 170 cm. La composición de talla varió considerablemente de año a año. Las proporciones de peces más pequeños alcanzaron un máximo durante 1982 y 1986, y aquellas de peces más grandes durante 1983 y 1984.

Evaluación de los stocks

En general, se usan tres métodos para analizar los efectos de la pesca sobre una población de peces: el modelado con estructura de edades, el modelado de producción, y el modelado reproductor-recluta. Se describen estos modelos en la sección anterior del presente informe que trata de la evaluación de los stocks del aleta amarilla.

Modelos con estructura de edades

El modelo de rendimiento por recluta (un tipo de modelo con estructura de edades) proporciona información sobre el rendimiento por recluta esperado con distintas combinaciones de esfuerzo de pesca y tallas de ingreso. El modelo se basa en datos sobre la talla a edad o el peso a edad y la mortalidad natural. Ambos, especialmente la mortalidad natural, son difíciles de estimar. Se calculó no obstante el rendimiento por recluta de patudo correspondiente a varias combinaciones de esfuerzo de pesca (F) y talla de ingreso. Los datos sobre la talla a edad se obtuvieron con la ecuación $l_t = 186,95(1 - e^{0,38(t - 0,5275)})$, del Boletín de la CIAT, Vol. 11, N° 1, para el crecimiento de patudo. Se convirtieron las tallas a pesos con la ecuación $w = (8,071 \times 10^{-5})l^{2,90182}$, obtenida de las Actas de la Conferencia del Gobernador (Hawaii) sobre los Recursos Pesqueros del Pacífico Central, páginas 197–201. Se usaron valores anuales experimentales del coeficiente de mortalidad natural (M) de 0,4, 0,6, y 0,8. El valor de 0,4 es aproximadamente igual a la estimación de 0,361 publicada en el Informe del Laboratorio Regional de Investigaciones Pesqueras de Nankai, N° 25, páginas 91–103. El valor de 0,6 es algo superior a la estimación de 0,477 derivada con el método descrito en el Journal du Conseil, Vol. 39, N° 2, páginas 175–192. Se usó el valor de 0,8 porque los resultados de los análisis de cohortes, descritos más adelante, indican que M podría ser mayor que 0,6. En la Figura 72 se presentan los resultados, con tallas de in-

greso de 40 cm (2 kg/4 libras), 60 cm (5 kg/12 libras), 90 cm (17 kg/38 libras), 120 cm (40 kg/87 libras), y 150 cm (76 kg/167 libras) y valores de F de 0,0 a 1,6. En todos los casos, el rendimiento por recluta fue mínimo con una talla de ingreso de 150 cm, así que se limitará la discusión a los otros cuatro valores, 40, 60, 90, y 120 cm. A partir de las Figuras 21 y 71, parece que (1) el patudo capturado con red de cerco es reclutado sobre una gama de tallas más amplia que aquel capturado con palangre y (2) la talla de reclutamiento del pescado capturado con red de cerco es menor, en promedio, que aquella del pescado capturado con palangre. (Sin embargo, existe una variación interanual considerable en la composición de frecuencia de talla de los peces capturados con artes de superficie, y en 1980, 1982-1984, y 1994 se capturaron en la pesquería cerquera grandes cantidades de patudo de entre 40 y 60 cm.) Con un valor de M de 0,4, el rendimiento por recluta es aproximadamente igual para todas las tallas de ingreso con valores de F hasta 0,4. Con valores de F de 0,6 o más, el rendimiento por recluta es menor para una talla de ingreso de 40 cm, y con valores de F de 0,8 o más es menor para una talla de ingreso de 60 cm. Con un valor de M de 0,6, el rendimiento por recluta es aproximadamente igual con todos los valores de F para tallas a ingreso de 60, 90, y 120 cm. Es asimismo aproximadamente igual para una talla de ingreso de 40 cm con valores de F hasta 0,6, pero con valores mayores de F el rendimiento por recluta es menor. Con un valor de M de 0,8 los rendimientos por recluta son aproximadamente iguales para todos los valores de F independientemente de la talla de ingreso. En general, se obtienen los rendimientos por recluta mayores con tallas de ingreso intermedias (90 y 120 cm), aunque el rendimiento por recluta con una talla de ingreso de 60 cm es mayor que con una de 120 cm cuando $M = 0,8$. Esto significa que, en la mayoría de los casos, la talla de ingreso promedio de la pesquería de superficie es inferior, y aquella de la pesquería palangrera superior, a aquella que maximizaría el rendimiento por recluta. Sin embargo, se recalca que estas estimaciones se basan en datos inadecuados, así que es posible que no sean confiables.

Modelos de producción

Los modelos de producción pueden ser aplicados solamente a peces de poblaciones separadas; en consecuencia, sólo se pueden usar para el patudo del OPO si hay relativamente poco intercambio entre estos peces y aquellos de las zonas más el oeste. En la Tabla 22 se detallan los desplazamientos de patudos marcados en el Océano Pacífico por varias organizaciones y que permanecieron en libertad durante períodos largos. Las distancias recorridas son inferiores a aquellas registradas para las otras especies de atunes de importancia comercial, pero no se debe exagerar el significado de este fenómeno, dada la escasez de las devoluciones. Los análisis siguientes se basan en el supuesto de que el patudo del OPO constituye un stock separado. Sin embargo, un científico del NRIFSF realizó recientemente análisis de modelo de producción del patudo para el Océano Pacífico entero, y no hay razón por creer que su supuesto de un solo stock para el Pacífico entero tenga menos probabilidad de ser cierto que el supuesto de stocks separados de la CIAT.

En la Figura 73 se presentan los datos de esfuerzo, captura, y CPUE de 1954-1987, correspondientes a la parte del OPO delineada en la Figura 70. Se escogió esta zona porque incluye las áreas principales de pesca de patudo, y se creía que la inclusión de datos de áreas con grandes cantidades de esfuerzo y pocas capturas de patudo ocultaría la posible relación entre el esfuerzo y la captura de patudo. Durante 1954-1960 el esfuerzo y la captura fueron bajos, y la CPUE elevada; de 1961 a 1964 el esfuerzo y la captura fueron mucho mayores que en 1954-1960. En 1961 la CPUE fue ligeramente inferior a 3 peces por 100 anzuelos, y se redujo a menos de 1,5 peces por 100 anzuelos en 1964. De 1964 a 1985 el esfuerzo fluctuó entre 50 y 130 millones de anzuelos, y la captura entre 0,4 y 1,3 millones de peces, pero las CPUE permanecieron aproximadamente constantes, cerca de 1 pez por 100 anzuelos. El esfuerzo aumentó a unos 145 millones de anzuelos en 1986 y 170 millones en 1987, mientras que la

CPUE permaneció alrededor de 1 pez por 100 anzuelos. Es normal que la CPUE disminuya al aumentar el esfuerzo, y una pequeña reducción no indica necesariamente una pesca excesiva (desde el punto de vista de reducir el rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS), tal como se informa en la sección de este informe que trata de la evaluación del stock de aleta amarilla). Sin embargo, la reducción de la CPUE a menos de la mitad de lo que era cuando el esfuerzo era bajo podría señalar una reducción de la población a un nivel inferior a aquel necesario para producir el RPMS.

Podría resultar significativo el hecho de que las capturas se hayan más que triplicado en el período de 1965–1987, mientras que las CPUE permanecieron casi iguales. Una explicación posible sería que aquellos individuos especialmente vulnerables a las artes palangreras hayan sido extraídos selectivamente de la población durante los primeros años de la pesquería, reduciendo así las CPUE más que la abundancia de los peces. Otra posibilidad es que, debido al precio elevado del patudo, los pescadores dirigieron su esfuerzo más hacia esa especie en los últimos años. Por ejemplo, es posible que cambios en la distribución geográfica y temporal del esfuerzo de pesca, junto con la adopción de artes palangreras de profundidad a fines de los años setenta, haya mantenido la CPUE del patudo al mismo nivel mientras se reducía su abundancia. Una tercera posibilidad sería que haya aumentado el reclutamiento del patudo, permitiendo así CPUE constantes mientras aumentaban las capturas. La incertidumbre sobre los niveles de intercambio de peces entre el área analizada y las áreas adyacentes contribuye también a la incertidumbre en la interpretación de los datos.

Modelos reproductor-recluta

En la sección anterior del presente informe que trata de la evaluación de los stocks del aleta amarilla se comentan los modelos reproductor-recluta. No es posible aplicar estos modelos al patudo del Océano Pacífico de forma significativa, debido a falta de conocimientos de la estructura de los stocks y de las tasas de mortalidad natural y por pesca.

Interacción entre las pesquerías de atún patudo con red de cerco y con palangre en el Océano Pacífico oriental

A pesar de los escasos conocimientos disponibles sobre el atún patudo, es posible hacer estimaciones brutas de los efectos posibles de un aumento en las capturas de patudo por la pesquería con red de cerco sobre las capturas de la especie por la pesquería con palangre, usando los datos de frecuencia de talla y capturas presentados en la Figura 74, más la ecuación de crecimiento y las estimaciones de mortalidad natural usadas en la subsección titulada *Modelos con estructura de edades*, para realizar análisis de cohortes.

Los datos en el recuadro superior de la Figura 74, obtenidos promediando datos de la pesquería cerquera para 1990–1992, representan una captura de unas 4.700 toneladas de pescado con un peso promedio de 24 kg (54 libras). Los datos en el recuadro central de la figura, obtenidos a partir de datos de la pesquería cerquera para 1994, representan una captura de unas 31 mil toneladas de pescado con un peso promedio de 9 kg (20 libras). Se obtuvieron los datos en el recuadro inferior de la figura aproximando la distribución de las frecuencias de talla de los peces capturados por la pesquería palangrera japonesa en 1988–1992 con una distribución normal. Estos datos representan una captura de unas 64 mil toneladas de pescado con un peso promedio de 58 kg (127 libras).

Se usaron los datos en la Figura 74 para calcular estimaciones de las capturas a edad cambiando la ecuación de crecimiento arriba mencionada y usándola para asignar a los peces a grupos de edad. Se presentan los resultados en la Tabla 23, Columnas 2–4. Los valores en la columna 5 de la tabla, las sumas de los valores en las columnas 2 y 4, son típicos de la pesquería antes de 1994. Los valores en la columna 6 de la tabla, las sumas de los valores en las columnas 3 y 4, representan lo que serían las capturas si el incremento en las capturas cerqueras no ejerciera ningún efecto sobre las capturas palangreras.

Se usaron análisis de cohortes para estimar el número de reclutas necesario para sostener las capturas detalladas en la Tabla 23 bajo condiciones de equilibrio. Estos análisis se basan en el supuesto implícito de que las pesquerías cerquera y palangrera están explotando el mismo stock (o stocks) de patudo. Es asimismo necesario suponer que la pesquería se encuentra en equilibrio, para que la estructura de edades dentro de un año sea igual a la estructura de edades de una cohorte. Las estimaciones del reclutamiento (Tabla 24) son las que se obtendrían si la captura en cada columna en la Tabla 23 proviniera de un stock que no fuese afectado por ninguna otra pesquería. La Columna 5, con las capturas cerquera y palangrera de 1990–1992 combinadas, es la más representativa de este supuesto. Si se suma el reclutamiento estimado a partir de la columna 2 a aquél de la columna 4, el resultado es similar a aquel obtenido usando los datos en la columna 5 solamente (Tabla 24). Sin embargo, cuando se usan los datos en la columna 6 para estimar el reclutamiento, la estimación del reclutamiento se incrementa en entre 4 y 7 millones de peces, según el valor de M . Se obtienen resultados similares si se usan las columnas 3 y 4 por separado y se suman los reclutamientos estimados. Ya que la columna 5 corresponde a una condición observada y la columna 6 no, parece más probable que si la pesquería cerquera continúa capturando 31 mil toneladas de patudo más pequeño la captura palangrera disminuirá a un nivel tal que la captura combinada de la pesquería cerquera (Tabla 23, Columna 3) y el nuevo nivel de la pesquería palangrera produciría estimaciones del reclutamiento similares a aquellas en la columna 5 de la Tabla 24.

Simular capturas palangrera reducidas con una estructura de tallas similar a aquella en la Figura 74, combinarlas con los datos de la captura cerquera en 1994, y entonces llevar a cabo un análisis de cohortes hasta que las estimaciones del reclutamiento sean similares a aquellas en la columna 5 de la Tabla 24 produjo aproximaciones de lo que le podría pasar a la pesquería palangrera. Estas aproximaciones dependen fuertemente de los valores de M utilizados.

Las simulaciones demuestran que si M es 0,4 y la pesquería cerquera sigue capturando alrededor de 31 mil toneladas de patudos más pequeños, la captura palangrera se reducirá a menos de mil toneladas anuales. Como se puede ver en la Tabla 24, cuando $M = 0,4$ todo el reclutamiento iría a sostener la pesquería cerquera (compare las columnas 3 y 5 en la Tabla 24). Si el valor de M es 0,6 la captura palangrera se reduciría en un 50%, o unas 32 mil toneladas anuales, ya que se requeriría solamente la mitad de los reclutas para sostener la pesquería cerquera. Finalmente, si M alcanza el nivel de 0,8 la captura palangrera se reduciría en un 25%, a unas 48 mil toneladas, y la pesquería cerquera requeriría un tercio de los reclutas.

Es también posible estimar los rendimientos por recluta que resultarían de las pesquerías de patudo obtenidas de los datos en las Tablas 23 y 24 y de las simulaciones. A partir del conjunto de datos más realista (Tabla 23, columna 5), se obtendría la captura de 68.700 toneladas con reclutamientos de 4,4, 9,2, ó 20,9 millones de peces, según el valor de M (Tabla 24). Estos corresponden a rendimientos por recluta de 14,2 kg (31,2 libras), 6,8 kg (14,9 libras), y 3,0 kg (6,6 libras), respectivamente. Según las simulaciones, con una captura de 31 mil toneladas en la pesquería cerquera, las capturas totales serían aproximadamente 32 mil ($M = 0,4$), 63 mil ($M = 0,6$), ó 79 mil ($M = 0,8$) toneladas, respectivamente. Las tres últimas capturas corresponden a rendimientos por recluta de 6,6 kg (14,5 libras), 6,2 kg (13,7 libras), y 3,4 kg (7,6 libras). Por lo tanto, si se cumplen los supuestos, el rendimiento por recluta se reducirá si $M = 0,4$, permanecerá aproximadamente igual si $M = 0,6$, y aumentará ligeramente si $M = 0,8$.

En el futuro, si la captura de superficie permanece en unas 30 mil toneladas y no cambia el esfuerzo palangrero en el OPO, y la captura de patudo disminuye significativamente, las dos pesquerías están probablemente explotando el mismo stock (o stocks) y M no es probablemente mucho mayor que 0,6. Sin embargo, si las capturas palangreras no disminuyen, las dos pesquerías están probablemente explotando stocks independientes o semi- independientes o M es mayor que 0,6 (o ambos).

ATUN ALETA AZUL DEL NORTE

El atún aleta azul del norte ocurre en el Océano Atlántico y en el Pacífico. Las capturas mundiales y del Pacífico son mucho menores que las de barrilete, aleta amarilla, patudo, y albacora; sin embargo, la pesquería es de valor económico considerable. En la Tabla 25 se detallan las capturas anuales de la especie en el Océano Pacífico durante el período de 1951–1994. Las artes de superficie son responsables de la mayoría de las capturas tanto en el Océano Pacífico oriental (OPO) como en el occidental. Las capturas en el OPO fueron inferiores al promedio durante 1980–1984, medias en 1985 y 1986, e inferiores al promedio durante 1987–1994; las del Pacífico occidental fueron bien superiores al promedio durante 1978–1983, y medias durante 1984–1992, excepto en 1988 y 1990, cuando fueron bien inferiores al promedio.

En el OPO casi toda la captura de aleta azul es lograda por barcos cerqueros que pescan relativamente cerca de la costa de Alta y Baja California. La temporada de pesca se extiende típicamente desde mayo hasta octubre, aunque se efectúan capturas esporádicas también en otros meses. La captura en 1994, unas 814 toneladas, fue con una excepción la más baja desde 1951. En 1994 se registraron capturas de aletas azules entre 26°N y 33°N entre fines de julio y principios de octubre.

El personal de la CIAT estudia el atún aleta azul a modesta escala desde 1958, cuando se marcaron y liberaron 122 ejemplares capturados con red de cerco cerca de la Isla Guadalupe (Méjico). Antes de 1979 el trabajo consistió principalmente en recopilar datos de bitácora y medir muestras de peces capturados por embarcaciones cerqueras en el OPO para estimar la composición de talla, pero a partir de ese año se intensificaron los estudios. En 1979 se preparó un análisis de los datos referentes a la evaluación de los stocks de esta especie (Informe Interno 12 de la CIAT). Asimismo, en 1982 se recopilaron, analizaron, y publicaron en el Boletín de la CIAT, Vol. 18, N° 2, datos sobre la captura de superficie de aleta azul en el OPO por área, fecha, clase de arqueo del barco, tamaño del cardumen, tipo del mismo, etcétera. Además, aletas azules capturados con red de cerco fueron marcados en el OPO en 1979 y 1980, y otros capturados con cabo y anzuelo y en trampas fueron marcados en el Pacífico occidental por empleados de la CIAT radicados intermitentemente en el Japón durante 1980–1982. También se realizaron investigaciones de la determinación de la edad y crecimiento del aleta azul a partir de las partes duras.

Atunes aleta azul capturados por la pesquería comercial del OPO fueron medidos en cada año del período de 1952–1971 por empleados del California Department of Fish and Game. Desde entonces el muestreo ha sido realizado por el personal de la CIAT. El análisis de estos datos ha producido estimaciones de las capturas de aleta azul, en número de peces de las distintas clases de edad, para el período de 1952–1991 (Boletín de la CLAT, 20 (9)). En la Tabla 26 se detallan las mismas, junto con estimaciones comparables correspondientes al Pacífico occidental preparados por un científico del National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) del Japón. En la Figura 22 se presentan histogramas de la frecuencia de talla del aleta azul capturado en el OPO en 1989–1994. Entre octubre y diciembre de 1988 y 1989 se capturaron peces excepcionalmente grandes, de entre 105 y 460 kg (230 y 1010 libras). El peso total de estas capturas no fue muy grande, pero los peces poseían gran valor económico, ya que inmediatamente después de ser capturados la mayoría fue transportada por avión al Japón, donde se pagan precios muy altos por aleta azul fresco. Durante 1993, debido a la disponibilidad limitada de aleta azul capturado comercialmente, fueron medidos por primera vez aletas azules capturados en la pesca deportiva. La mayoría de las muestras de aleta azul obtenidas durante 1993 y 1994 provino de peces capturados por pescadores deportivos. Casi todos los peces fueron capturados cerca de donde pescaban barcos cerqueros y durante los mismos períodos.

En el Boletín de la CIAT, Vol. 20, N° 1, se analizan los resultados de los experimentos de marcado arriba descritos, más experimentos realizados en el OPO durante 1962–1968 por el Bureau of

Commercial Fisheries (ahora el National Marine Fisheries Service) de los Estados Unidos, el California Department of Fish and Game, y el Mission Bay Research Foundation, y en el Pacífico occidental por científicos del Far Seas Fisheries Research Laboratory (FSFRL; ahora el NRIFSF) del Japón entre 1980 y 1988.

Análisis de los datos de los aletas azules liberados y recapturados en el OPO indican desplazamientos estacionales de norte a sur, alcanzando su punto más sureño en mayo y junio y más norteño durante julio-octubre. Se han obtenido diez devoluciones de peces liberados en el OPO y recapturados en el Pacífico occidental, todos de los cuales permanecieron más de 22 meses en libertad.

Los peces marcados y liberados en el Pacífico occidental, al igual que aquellos en el OPO, solían desplazarse hacia el norte en la primavera y verano y hacia el sur en el otoño e invierno. Las migraciones del Pacífico occidental al oriental son de interés especial. Algunas clases anuales, por ejemplo aquellas de 1983 y 1984, produjeron grandes cantidades de migrantes, y otras no. Las mejores capturas de la década de los 80 en el OPO fueron logradas en 1985 y 1986 (Tabla 25), y consistieron principalmente de peces de edad 2 de las clases anuales de 1983 y 1984. (En la presente sección se refiere a los peces en su primer año de vida como de 0 años de edad o de edad 0, aquellos en su segundo año de vida como de 1 año de edad o de edad 1, y así sucesivamente.)

Durante 1993 investigadores del Japan Sea Farming Association (JASFA) y la CIAT realizaron experimentos conjuntos en la Estación de Yaeyama del JASFA en la Isla Ishigaki (Japón) para estudiar el ciclo vital temprano del atún aleta azul. El objetivo de estos experimentos de laboratorio fue determinar las condiciones óptimas (por ejemplo, temperatura, luz, y tipo y concentración de alimento) para el cultivo de larvas de esta especie. Estos son los primeros estudios experimentales de atunes aleta azul larvales jamás realizados.

En los últimos años han tenido lugar cuatro talleres sobre la evaluación del atún aleta azul. El primero, celebrado en octubre de 1985 en Shimizu (Japón), y que incluyó científicos del NRIFSF y la CIAT, se dedicó exclusivamente al aleta azul del norte en el Océano Pacífico. El segundo, celebrado en mayo de 1990 en La Jolla, California (EE.UU.), y patrocinado conjuntamente por la CIAT y el Australian Fisheries Service, contó con la participación de científicos de varias partes del mundo, y se discutieron los stocks de aletas azules de los Océanos Pacífico, Índico, y Atlántico, y el Mar Mediterráneo. Las actas del taller fueron publicadas como el Informe Especial N° 7 de la CIAT. En el tercero, celebrado en La Jolla en abril de 1993, participaron científicos de la CIAT y del NRIFSF solamente, y se dedicó exclusivamente al aleta azul del norte del Océano Pacífico. En el taller se preparó una lista de 14 proyectos para proseguir durante el año siguiente. El cuarto taller, celebrado en febrero de 1995 en Shimizu, trató asimismo solamente del aleta azul del norte del Océano Pacífico; asistieron representantes del NRIFSF, la CIAT, el Centro de Investigación Atunera de la Universidad Nacional de Taiwan, y el Tohoku National Fisheries Research Institute del Japón, más observadores de varias otras organizaciones.

El ciclo vital y la relación entre peces del Pacífico occidental y oriental

La información presentada en esta sección es fundamental a la comprensión de la sección siguiente sobre la evaluación del stock.

En el Océano Pacífico se han encontrado larvas de aleta azul únicamente en las inmediaciones del Japón, y se supone que el desove ocurre solamente en ese área. Ocurre durante la primavera y el verano, pero por mayor sencillez se supone en esta subsección que los peces son criados el 1 de enero. Aparentemente, algunos peces permanecen toda su vida en el Pacífico occidental. Otros migran al OPO; estas migraciones comienzan principalmente o quizás exclusivamente durante el primer y segundo año de vida. Los migrantes de primer año se encuentran expuestos a la pesca de arrastre (sedal con anzuelo y cebo) veraniega y otoñal dirigida hacia atunes aleta azul pequeños y otras especies frente al Japón antes de empezar su viaje al OPO en el otoño o invierno. Los migrantes de segundo año se encuentran

además expuestos a la pesca de arrastre invernal y demás formas de pesca que se practican en las intermedias del Japón, antes de comenzar su viaje al OPO en la primavera, el verano, o el otoño. Tras atravesar el océano, los peces migrantes son pescados por barcos cerqueros frente a Alta y Baja California. Eventualmente, los supervivientes regresan al Pacífico occidental.

Las capturas de aletas azules en el OPO consisten principalmente de peces de 1 y 2 años de edad. Las capturas de peces de 2 años de edad en el OPO superan las del Pacífico occidental en la mayoría de los años, mientras que para peces de 3 años de edad ocurre lo contrario (Tabla 26). Esto indica probablemente que la población de peces de 2 años de edad es mayor en el OPO y aquella de peces de 3 años de edad es mayor en el Pacífico occidental, aunque es posible que diferencias relacionadas con la talla y/o edad en el esfuerzo pesquero y/o vulnerabilidad a la captura sean responsables de las diferencias en las capturas. Estudios de datos estadísticos, frecuencia de talla, y del marcado han dado lugar a los siguientes postulados para la migración de peces entre el OPO y el Pacífico occidental (WPO):

1. Los peces llegan al OPO a 1 año de edad en junio o julio del año i y emprenden su viaje de regreso al WPO a los 2 años de edad hacia fines del año $i + 1$ o a los 3 años de edad a principios del año $i + 2$;
2. Los peces llegan al OPO a 1 año de edad en junio o julio del año i y emprenden su viaje de regreso al WPO a 1 año de edad hacia fines del año i o a los 2 años de edad a principios del año $i + 1$;
3. Los peces llegan al OPO a los 2 años de edad a principios del año $i + 1$ y emprenden su viaje de regreso al WPO a los 2 años de edad hacia fines del año $i + 1$ o a los 3 años de edad a principios del año $i + 2$;
4. Los peces llegan al OPO a 1 año de edad a principios del año i y emprenden su viaje de regreso como peces mayores;
5. Los peces llegan al OPO a los 2 años de edad a principios del año $i + 1$ y emprenden su viaje de regreso como peces mayores;
6. Los peces llegan en el OPO a edades mayores de 2 años y subsecuentemente regresan al WPO;
7. Los peces no migran al OPO en absoluto.

El Postulado 7 vale probablemente para la mayoría de los peces de algunas clases anuales. Esto podría explicar, al menos parcialmente, las capturas reducidas de aletas azules en el OPO durante los años 80 y principios de los 90. Una octava posibilidad sería una combinación de los Postulados 1, 2, 3, 4, ó 5 con el 7, es decir, los peces migran más de una vez del Pacífico occidental al OPO.

Estas hipótesis no consideran la posibilidad de que algunos peces empiecen migraciones transpacíficas pero que se vuelvan antes de llegar a su destino. El hecho de que los atunes aleta azul casi desaparezcan del OPO en el invierno y la primavera temprana podría indicar que estos peces ocupan áreas fuera del alcance de la pesquería de superficie durante este período. Serían necesarios bastantes más datos del Océano Pacífico central para poder establecer si ocurre ésto y, de ser así, en cuál grado.

Datos de la pesquería atunera palangrera japonesa de altura fueron amablemente puestos a disposición de los investigadores de la CIAT por el NRIFSE. Los datos incluyen resúmenes de las capturas, por especie, en número de peces, por año (1952-1986), mes, y área de 5° y resúmenes del esfuerzo, en número de anzuelos, por año, mes, y área de 5°.

Un examen de las distribuciones mensuales de las capturas descubrió que los peces se encuentran distribuidos al punto más occidental durante la primavera y al más oriental durante el otoño (Figura 75). No es sorprendente que los peces estén concentrados en la vecindad del Japón durante la primavera, ya que los aletas azules desovan principalmente en la primavera, y larvas de aleta azul han sido encontrados solamente en el océano abierto en la vecindad del Japón durante la primavera y en el Mar del Japón durante el verano. Aletas azules excepcionalmente grandes fueron capturados por barcos cerqueros en el OPO durante noviembre y diciembre de 1988 (Calif. Fish Game, 76 (3):

181–186). Es posible que estos peces hayan aparecido en la pesquería del OPO porque se encontraban distribuidos más al este durante el otoño de 1988 que de costumbre.

Evaluación del stock

Abundancia de aletas azules juveniles en el Océano Pacífico oriental

El Informe Interno N° 23 de la CIAT de 1992 incluye una discusión de varios índices de abundancia del atún aleta azul en el Océano Pacífico oriental. Se cree actualmente que los más confiables son el “índice del hábitat” y el “índice de barcos que pescan aleta azul.”

Indice del hábitat

Los atunes aleta azul son capturados por barcos cerqueros en el OPO con mayor frecuencia en aguas con temperaturas superficiales de entre 17° y 23°C, y por lo tanto se supuso que el esfuerzo de pesca ejercido por cerqueros atuneros frente a California y Baja California en aguas con ese rango de temperaturas entre mayo y octubre es esfuerzo dirigido hacia aleta azul, sin tener en cuenta si se capturó la especie. Para obtener las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) anuales se dividieron las sumas anuales de las capturas registradas de aleta azul en el OPO por las sumas correspondientes del esfuerzo cerquero registrado en las áreas de 1° que eran hábitats adecuados para el aleta azul. Se presentan estos datos en la Figura 11. Parecen indicar que tanto la disponibilidad reducida como el esfuerzo pesquero disminuido han contribuido a las capturas reducidas de aleta azul en el OPO durante los años 80 y principios de los 90.

Indice de barcos que pescan aleta azul

Para este método, se supone que el esfuerzo de pesca dirigido hacia el aleta azul es proporcional al número de barcos que dirigen porciones sustanciales de su esfuerzo hacia la pesca de esa especie. Por lo tanto, cada año se clasifica a cada barco de la flota cerquera como uno “que pesca aleta azul” o “que no pesca aleta azul.” Si un barco capturó aleta azul en un año dado y en dos ó más de los cuatro años más cercanos adyacentes (dos años antes y dos después del año en cuestión), fue clasificado como barco que pescó aleta azul para ese año; de lo contrario fue clasificado como uno que no pescó aleta azul. Se relajaron los criterios para los barcos que ingresaron a la pesquería atunera del OPO menos de dos años antes del año en cuestión o que la abandonaron menos de dos años después del mismo. Por ejemplo, si un barco ingresó a la pesquería atunera del OPO en 1971, fue clasificado como barco que pesca aleta azul para ese año si capturó la especie en 1971 y en 1972 ó 1973. Este sistema de clasificación es arbitrario, y quizás sea mejor algún otro. Sin embargo, parece servir para comprender mejor el valor del tamaño de la flota como medida del esfuerzo dirigido hacia el aleta azul y la captura total dividida por el tamaño de la flota como índice de la abundancia del aleta azul. El índice de barcos que pescaron aleta azul para un año dado es la captura comercial total en ese año dividida por el número de esos barcos en la flota durante el año. En la Figura 12 se ilustran las capturas comerciales totales, números de barcos que pescaron aleta azul, y los índices de los mismos correspondientes a 1961–1992. Parecen también indicar que reducciones en la disponibilidad y en el esfuerzo de pesca han contribuido a la reducción en la captura de aleta azul en el OPO durante la década de los 80 y principios de los 90.

Análisis de cohortes

Los análisis de cohortes pueden arrojar información sobre la abundancia, el reclutamiento, y la mortalidad por pesca de peces de cohortes individuales, de gran valor para la evaluación de los stocks. En las páginas 216–217 se describen los análisis de cohortes llevados a cabo para el aleta azul en 1994.

Relaciones reproductor-recluta y recluta-reproductor

En las páginas 226 a 228 del Informe Anual de la CIAT de 1993 se comentan las relaciones reproductor-recluta y recluta-reproductor del atún aleta azul. Se determinó que la pesca ha reducido mucho la abundancia de aletas azules maduros en el Océano Pacífico, pero no existe evidencia de que ésto haya llevado a una reducción del reclutamiento de peces jóvenes a la pesquería.

Causas posibles de las escasas capturas recientes de aleta azul en el Océano Pacífico oriental

Las escasas capturas de atunes aleta azul en el Pacífico oriental y occidental en algunos años preocupa a los investigadores de la CIAT, y se está prestando especial atención a las escasas capturas en el OPO durante 1980-1984 y 1987-1994. Las capturas de aleta azul inferiores al promedio en el OPO en años recientes podrían ser debidas a (1) una disminución en el reclutamiento; (2) una disminución en la abundancia total de peces de más de unos 60 cm de talla, causada por la fuerte explotación de peces en su primer año de vida en el Pacífico occidental; (3) una reducción del esfuerzo pesquero en el OPO; (4) una disminución en la vulnerabilidad a la captura de aquellos peces que migraron al OPO; y/o (5) una reducción en la disponibilidad del aleta azul en el OPO (es decir, una reducción en la proporción de la población que migró al OPO o una estadía más corta en dicha zona de aquellos peces que sí migraron).

Con respecto a las dos primeras posibilidades, datos compilados por el NRIFSF sobre la composición por edad de la captura de aletas azules por barcos japoneses durante 1966-1986 (Tabla 26) indican que no ha ocurrido una reducción en las capturas de peces de edad 0, lo cual parece eliminar la primera posibilidad, ni tampoco un aumento en la proporción de peces de edad 0 a la de peces mayores, lo cual parece eliminar la segunda.

En cuanto a la tercera posibilidad, a partir de fines de los años 70 se ha ido reduciendo el número de barcos cerqueros menores, que anteriormente habían sido responsables de la mayoría de las capturas de aletas azules en el OPO. En la subsección previa titulada ***Abundancia de aletas azules juveniles en el Océano Pacífico oriental*** se concluyó que la reducción en el esfuerzo es parcialmente, pero no completamente, responsable de la reducción en las capturas en el OPO.

En cuanto a la cuarta posibilidad, es posible que haya cambiado la distribución del aleta azul en el OPO en este siglo. Antes de 1930 era capturado solamente frente a Alta California, aunque probablemente ocurría frente a Baja California también. Entre 1930 y 1947 fue capturado frente a Alta y Baja California, pero en la mayoría de los años las capturas frente a Alta California fueron mayores. Desde 1948 se ha logrado la mayoría de la captura frente a Baja California. Sin embargo, es posible que este cambio en la distribución de las capturas se deba a que los pescadores radicados en Alta California hayan estado más dispuestos a pescar a mayor distancia de su puerto base a medida que conseguían barcos más grandes y más navegables, y no a un cambio en la distribución de los peces. Estos pescadores parecen dirigir una mayor proporción de su esfuerzo de pesca hacia el aleta azul que aquellos radicados en México, de modo que si ocurrió un cambio en la distribución, podría haber reducido la vulnerabilidad de la especie a la captura. Sin embargo, si ocurrió un cambio en la distribución de los peces, tuvo lugar probablemente mucho antes de la década de los 80, por lo cual no parece que pudiera ser la causa de las capturas pobres en esa década.

En cuanto a la quinta posibilidad, los datos de marcado y de composición por edad proporcionan información útil. En el Boletín de la CIAT, Vol. 20, N° 1, se demostró que durante la década de los 80 solamente la clase anual de 1981 contribuyó cantidades significativas de devoluciones de marcas a la pesquería del OPO durante el Año 1. También se demostró que en el caso del Año 2, casi la mitad de las devoluciones de la clase anual de 1979 y más que la mitad de aquellas de las clases anuales de 1983 y 1984 provinieron de peces capturados en el OPO. Esta información sugiere que la proporción de peces de 1 año de edad que migraron al OPO fue mayor para la clase anual de 1981 y que las proporciones de

peces de 2 años de edad que migraron al OPO fueron mayores para las clases anuales de 1983 y 1984, intermedias para la clase anual de 1979, y menores para las clases anuales de 1980, 1981, 1982, y 1985.

Una gran proporción de la captura de aleta azul en el OPO en 1982 consistió de peces de 1 año de edad (Tabla 26). Este es consistente con la evidencia del marcado de que una gran proporción de los peces de la clase anual de 1981 apareció en el OPO como peces de 1 año de edad en 1982. Sin embargo, la captura de aleta azul en el OPO en 1983 fue pobre, posiblemente debido a que los peces de la clase anual de 1981 padecieron mucha mortalidad en el OPO en 1982, o a que la mayoría de ellos empezó su viaje de regreso al Pacífico occidental antes del comienzo de la temporada de 1983.

Las mayores capturas de aleta azul en el OPO en años recientes fueron aquellas de 1985 y 1986 (Tabla 25), y consistieron principalmente de peces de 2 años de edad, es decir, peces de la clase anual de 1983 en 1985 y de la clase anual de 1984 en 1986 (Tabla 26). Esto es consistente con la evidencia del marcado de que grandes proporciones de los peces de las clases anuales de 1983 y 1984 aparecieron en el OPO como peces de 2 años de edad en 1985 y 1986.

Si fuera cierto que los peces marcados en el Pacífico occidental fueron seleccionados al azar, entonces se concluiría que proporciones mayores de peces de edad 2 de las clases anuales de 1983 y 1984 migraron al OPO, y que ésto resultó en capturas mayores de aleta azul en el OPO en 1985 y 1986. Sin embargo, es posible que existan subpoblaciones separadas migratorias y no migratorias, y que proporciones mayores de la subpoblación migratoria fueran seleccionadas para el marcado durante 1979, 1981, 1983, y 1984. Por lo tanto, la proporción relativamente alta de devoluciones de marcas del OPO de la clase anual de 1979, a pesar de que la captura en el OPO en 1981 fue pobre, quizás sea el resultado de una concentración alta de esfuerzo de marcado en una subpoblación relativamente pequeña de migrantes. Esta posibilidad ha sido evaluada mediante el examen de datos sobre migraciones de peces marcados de 1 y 2 años de edad liberados en distintos lugares en el Pacífico occidental durante distintos meses (Boletín de la CIAT, 20 (1): Tabla 9). Generalmente, la proporción de migrantes solía ser aproximadamente igual para peces de las mismas clases anuales liberados en distintos estratos de área-tiempo, y estos datos por lo tanto no brindan mucho apoyo a la hipótesis de subpoblaciones. Indican que para peces de 1 año de edad la tendencia a migrar al OPO fue fuerte para la clase anual de 1981 y mucho más débil para las demás, y que para los peces de 2 años de edad la tendencia a migrar fue más fuerte para los peces de las clases anuales de 1983 y 1984, intermedia para aquellos de la clase anual de 1979, y más débil para las clases anuales de 1980-1982 y 1985.

Datos de la composición por edad (Tabla 26) proporcionan información adicional pertinente a la quinta posibilidad. Se calcularon coeficientes de correlación para 12 parejas de datos (Tabla 27, recuadro superior) de la Tabla 26. Cinco de las 12 pruebas fueron significativas al nivel de 5%. El número de peces de edad 2 en el Pacífico oriental y occidental está correlacionado negativamente (Prueba 6), lo cual indica que las capturas pobres en el OPO podrían ser debidas, al menos parcialmente, a que una proporción de la población total inferior a la normal migró del Pacífico occidental al oriental. Las capturas de peces de edad 1 y 2 en el OPO están correlacionadas positivamente (Prueba 7), lo cual indica que la captura de peces de edad 2 en el OPO puede ser predicha, aunque no muy bien, a partir de la captura de peces de edad 1 en el OPO un año antes. Las capturas de peces de edad 0 y 1 en el Pacífico occidental están altamente correlacionadas (Prueba 8), lo cual indica que la captura de peces de edad 1 en el Pacífico occidental puede ser predicha a partir de la captura de peces de edad 0 en ese área un año antes.

La Prueba 11 arrojó un valor de r significativo al nivel de 1%, resultado no sorprendente dado que se obtuvo un valor de r aun más alto de la Prueba 8. Se obtuvo de la Prueba 12 un valor de r significativo al nivel de 5%; ésto tampoco es sorprendente dado que se obtuvo de la Prueba 2 un valor casi significativo.

El coeficiente de correlación de las capturas de peces de edad 0 en el Pacífico occidental y las capturas de peces de edad 2 en el OPO dos años después es 0,442 (Tabla 27, Prueba 2). A pesar de que

esta relación no es significativa al nivel de 5%, es posible que indique que la captura de peces de edad 2 en el OPO esté vinculada al reclutamiento de dos años antes, suponiendo que la captura de peces de edad 0 en el Pacífico occidental sea un índice válido del reclutamiento. Ya que la captura de peces de edad 2 en el OPO parece estar relacionada con el reclutamiento de dos años antes (Prueba 2) y la captura de peces de edad 2 en el Pacífico occidental en el mismo año (Prueba 6), se calculó un coeficiente de correlación múltiple (Prueba 13). El coeficiente de determinación múltiple resultante fue altamente significativo, indicando que un 55,6% ($0,746^2 \times 100$) de la variación de las capturas de peces de edad 2 en el OPO es explicado por (1) una relación positiva con el reclutamiento en el Pacífico occidental y (2) una relación negativa con la captura de peces de edad 2 en el Pacífico occidental. Ya que la mayor parte de la captura en peso del OPO en la mayoría de los años consiste de peces de edad 2, el reclutamiento de dos años antes y la emigración del Pacífico occidental parecen ejercer influencias importantes sobre las capturas totales en el OPO.

En general, los resultados del análisis de edad de captura tienden a apoyar la conclusión tentativa de los estudios de datos de mercado de que las variaciones en las porciones de peces que migran del Pacífico occidental al OPO son por lo menos parcialmente responsables de las variaciones en las capturas en el OPO.

Investigaciones futuras

La información arriba presentada sugiere varios tipos de investigación que se deberían llevar a cabo.

En primer lugar, se debería recopilar para análisis toda la información disponible sobre las capturas de atunes aleta azul en el Pacífico occidental y central por área, período, y talla, y sobre el esfuerzo de pesca ejercido en esas áreas para capturarlos. Se debería enfocar el análisis en los peces de 2 a 4 años de edad, particularmente los *meji* (atunes, bonitos, caballas, etcétera, pequeños mixtos). Un científico del NRIFSF usó datos de las proporciones de aletas azules, aletas amarillas, y patudos mayores capturados para estimar las proporciones de estas especies en las capturas de *meji* durante 1966-1986. Aunque las estimaciones obtenidas de ese análisis son útiles, un muestreo de las capturas de *meji* para determinar la composición por especie produciría probablemente estimaciones más confiables. Se descarga el *meji* en muchos puertos, pero es posible que datos tomados en algunos puertos principales a intervalos de aproximadamente una semana entre julio y septiembre producirían estimaciones razonables de la composición por especie de los *meji*. Sin embargo, se debe tomar en cuenta la información sobre las capturas de peces mayores, ya que son necesarios para la evaluación de los stocks datos sobre peces de todas las edades. Es posible que datos de la CPUE calculados a partir de la información reunida sirvan como índices insesgados, o casi insesgados, de la abundancia del aleta azul en el Pacífico occidental y oriental. La información sobre la abundancia del aleta azul sería usada para la evaluación de los stocks y para estudios de las migraciones y desplazamientos de los peces, incluidos los efectos de las condiciones oceanográficas sobre las migraciones, descritos a continuación. Datos sobre las capturas de aletas azules por barcos palangreros (Figura 75) ya han demostrado que los aletas azules maduros se encuentran distribuidos más hacia el oeste en la primavera y más hacia el este en el otoño.

En segundo lugar, se deberían llevar a cabo investigaciones para determinar dónde y cuándo empiezan y terminan las migraciones transpacíficas, cuáles proporciones de la población migran, y por qué estas proporciones varían entre años. Una posibilidad sería recopilar datos de CPUE de peces de los distintos grupos de edad, particularmente los más jóvenes, en el mayor número de áreas posible y a intervalos frecuentes a lo largo del año, a fin de detectar desplazamientos de los peces. Los datos del Pacífico occidental serían de importancia particular, ya que las migraciones altamente variables al este empiezan en ese área. Los datos del Pacífico central serían también de gran importancia, ya que quizás permitirían determinar si algunos de los peces que emprenden migraciones transpacíficas se vuelven

antes de llegar a su destino original. Otra opción sería marcar los peces con marcas externas regulares en el Pacífico central o con marcas de archivo en el Pacífico occidental y oriental. Las marcas de archivo registran y almacenan continuamente datos de luz, temperatura, y presión, y cuando se recuperan se puede examinar los datos para determinar dónde estuvo el pez a intervalos de tiempo frecuentes entre la fecha de liberación y la fecha de recaptura. (Desgraciadamente, las marcas de archivo han estado disponibles comercialmente desde hace muy poco tiempo, y cada una cuesta centenares de dólares, por lo cual no han sido usadas en aletas azules del norte en el Océano Pacífico ni en el Atlántico.) Una tercera opción sería un análisis químico de los microconstituyentes de los otolitos del aleta azul. Esta opción se basa en que diferentes áreas oceánicas poseen características químicas, físicas, y biológicas diferentes que afectan la composición química de los otolitos. Por lo tanto, un análisis de los otolitos de un pez individual podría revelar cuales áreas oceánicas había ocupado el pez en distintas etapas de su vida, y análisis de los otolitos de muestras de peces tomadas cada año en el Océano Pacífico occidental y oriental proporcionarían mucha más información sobre la migración transpacífica que el marcado con marcas convencionales.

En tercer lugar, se deberían hacer esfuerzos por determinar cuáles condiciones oceanográficas influyen sobre la migración de peces del Pacífico occidental al oriental y viceversa. Además, si los estudios arriba descritos indicaran que algunos de los peces se vuelven antes de completar una migración transpacífica, se deberían hacer esfuerzos por determinar cuáles condiciones oceanográficas podrían causar este comportamiento. Presuntamente estudios de este tipo serían realizados conjuntamente por oceanógrafos y biólogos del Japón y de la CIAT. El primer paso en un estudio tal sería recopilar datos de CPUE de peces de los distintos grupos de edad, particularmente los más jóvenes, en todas las áreas posibles y a intervalos frecuentes a lo largo del año. El segundo paso sería comparar datos oceanográficos y de los desplazamientos de los peces para ver cuáles estaban correlacionados. Finalmente, se procuraría determinar cuáles condiciones oceanográficas realmente afectan las migraciones de los peces.

Finalmente, más estudios de la estructura de las poblaciones del atún aleta azul son también apropiados. Hace falta una investigación más a fondo de la conclusión tentativa de que existe una sola población principal, porciones variables de la cual migran al OPO en diferentes años (Boletín de la CIAT, 20 (1): 87). Sería también de interés saber si los aletas azules criados en el Mar de Japón son genéticamente distintos de los que se crían al sur del Japón. Se podría obtener posiblemente mayor información sobre la estructura de las poblaciones de estudios genéticos bioquímicos.

ATUN BARRILETE NEGRO

El barrilete negro forma solamente una muy pequeña parte de las descargas de atunes capturados en el Océano Pacífico oriental, pero es de importancia comercial considerable en varios países latinoamericanos. Forma además un recurso de magnitud importante, que probablemente será explotado más fuertemente a medida que aumente la demanda de atún. Por consiguiente, es prudente obtener todo conocimiento posible sobre esta especie.

Los conocimientos actuales del barrilete negro provienen principalmente de datos de bitácora de los barcos, de datos sobre los pesos de pescado descargado en las enlatadoras, de estómagos, góndolas, y medidas de peces tomadas en las enlatadoras, de datos biológicos tomados en un crucero de mercado, de góndolas obtenidas en cruceros de mercado para estudios histológicos, de estudios de larvas (orientados principalmente hacia otras especies), de datos de recaptura de barriletes negros marcados incidentalmente durante el mercado de aleta amarilla o barrilete, y de estudios actuales en los laboratorios de la CIAT en la Bahía de Achetines (República de Panamá) y La Jolla.

En la Tabla 1 se detallan las descargas de barrilete negro por barcos atuneros de 1961 a 1994. Estos datos incluyen solamente el pescado descargado; se sabe que se capturan cantidades mayores,

pero como no se descargan, no se incluyen en las estadísticas. Las estimaciones de las cantidades de barriletes negros devueltos al mar por barcos cerqueros durante el período de 1986–1993 varían de unas 4 a unas 11 mil toneladas por año. Además, la especie es capturada por barcos pequeños basados en Latinoamérica, de los cuales no se obtienen datos. Las capturas reales son así superiores a las indicadas en la tabla. En la Figura 76 se ilustran las áreas de captura de 1980 a 1983 de los barcos de los que se obtuvieron datos de bitácora.

En el Informe Interno 17 de la CIAT se presenta un análisis de la relación peso-talla del barrilete negro. En un crucero de marcado realizado en 1981 se hicieron algunas observaciones sobre la habilidad natatoria, la temperatura del cuerpo, y el tiempo requerido para la evacuación gástrica; el análisis de los resultados fue publicado en una revista científica (Copeia, 1984 (4): 1000–1005). En total han sido marcados 1.502 barriletes negros, 107 de los cuales han sido devueltos. En la página 129 del Informe Anual de la CIAT de 1982 se presentan datos sobre los desplazamientos y crecimiento del barrilete negro, determinados a partir de estos datos.

Se publicaron en el Boletín de la CIAT, Vol. 19, Nº 2, datos sobre las áreas y la duración del desove, la talla de madurez sexual, la proporción de sexos, la fecundidad, y la frecuencia del desove del barrilete negro. El cálculo del potencial reproductivo es de importancia considerable con respecto a la dinámica de poblaciones de los peces, ya que es un determinante básico de la productividad. Además, ya que la cantidad de peces de tamaño capturable disponible a la pesca depende en gran parte del éxito del desove y de la sobrevivencia durante los primeros estadios del ciclo vital, los estudios de este tipo pueden producir información de valor potencial para realizar pronósticos. Además, se han capturado larvas y juveniles de barrilete negro y de otras especies de escómbridos (atunes y caballas), en particular frente a Centroamérica y cerca de la desembocadura del Mar de Cortez (Informe Especial Nº 2 de la CIAT: 388–391).

Los datos sobre la ocurrencia de larvas y juveniles, junto con los datos de marcado y de bitácora, proporcionan índices de abundancia del barrilete negro en relación a las demás especies de escómbridos. Esta información parece indicar que la producción anual potencial de esta especie es muy superior a los niveles actuales de descarga.

Actualmente se están realizando estudios extensos del barrilete negro en el laboratorio de la CIAT en Achetines y La Jolla. Se describen dichos estudios en Informes Anuales de la CIAT recientes.

PEZ ESPADA

El pez espada se encuentra ampliamente distribuido en los océanos y mares tropicales, subtropicales, y templados del mundo, y es el blanco de pesquerías comerciales importantes en muchas de las áreas donde ocurre. La demanda mundial de la especie ha ascendido en los últimos años, dando lugar a un incremento correspondiente en su valor. Esto ha llevado a un crecimiento rápido de las pesquerías del pez espada en varias partes del mundo. En el Océano Pacífico oriental, las pesquerías de Estados Unidos y Chile han crecido considerablemente en los últimos años (Tabla 28). Otras naciones que lindan con el Océano Pacífico oriental, como Colombia, Costa Rica, Ecuador, México, Perú, y la Polinesia Francesa, también participan en la pesca del pez espada.

Las capturas de pez espada en el Océano Atlántico han disminuido en los últimos años, debido aparentemente a una pesca excesiva. No existen indicios de que la especie sea sobreexplotada en el Océano Pacífico, pero es posible que tal situación ocurra si el esfuerzo de pesca sigue aumentando. Bajo esta circunstancias, es menester reunir información estadística y biológica completa sobre las pesquerías en desarrollo y continuar la colección de estos datos en las pesquerías ya establecidas. Esta información es esencial para la evaluación de los efectos de las pesquerías sobre el stock o los stocks de peces espada explotados. Métodos estandarizados de toma de datos y análisis coordinados de los datos reunidos son esenciales para lograr evaluaciones útiles.

La mayoría de la información en esta sección proviene del Informe Interno N° 24 de la CIAT, publicado en 1994. Cuando se dispone de poca o ninguna información sobre el pez espada del Pacífico con respecto a un tema particular, se ha incorporado información sobre el tema en cuestión correspondiente al pez espada del Atlántico, ya que esta información podría contribuir a una comprensión de la situación en el Pacífico.

Pesquerías

Los pescadores deportivos rara vez capturan peces espada, y no se dispone de datos de sus capturas. En promedio, las capturas de la especie por estos pescadores se cifran probablemente en menos de 50 peces por año en el Océano Pacífico oriental.

Las principales capturas comerciales de pez espada son realizadas por pesquerías de palangre, red agallera e, históricamente, arpón. Las capturas mundiales de la especie se incrementaron de unas 48.200 toneladas (los tonelajes se expresan en toneladas cortas, a menos de que se indique lo contrario) en 1982 a unas 89.300 en 1988, disminuyeron a unas 74.500 toneladas en 1991, y luego aumentaron a unas 90.500 toneladas en 1993 (Tabla 28). Las capturas en el Océano Pacífico aumentaron de unas 20.400 toneladas en 1982 a unas 37.700 estimadas en 1993 (Tabla 28). Las cantidades equivalentes para el Océano Pacífico oriental son 7.300 toneladas en 1982 y 16.800 en 1993 (Tabla 29). De las 168.500 toneladas de pez espada capturadas en el Océano Pacífico durante 1989–1993, las pesquerías japonesas fueron responsables de la mayor porción (42%), con cantidades considerables tomadas también por barcos de Chile (19%), los Estados Unidos (16%), y las Filipinas (12%). Existen muchos problemas con las estadísticas de captura del pez espada. Los datos en las Tablas 28 y 29 fueron compilados de varias fuentes, que a menudo no concordaban entre sí. Tendrán lugar en 1995 y 1996 varias reuniones sobre esta especie, y se espera que en las mismas se podrá resolver al menos algunos de estos problemas.

Japón

La pesquería atunera con palangre ha sido responsable del 73 al 93% de la captura anual japonesa de pez espada desde 1975. La especie objetivo principal de esta pesquería, que abarca el Pacífico entero, era, antes de mediados de la década de los 70, el atún aleta amarilla. Desde entonces, se han usado más y más artes de palangre profundo en el Pacífico para capturar el muy valorado atún patudo, que nada a mayor profundidad. La mayoría de las caladas de palangre son realizadas a primera hora del día, para que los anzuelos pesquen durante las horas de luz, y son cobrados al atardecer. Se ha sugerido que el pez espada capturado por esta arte es capturado al ser cobrados los anzuelos durante períodos de oscuridad.

Durante el período de 1952–1962, componentes de la flota palangrera japonesa dirigieron su esfuerzo hacia el pez espada pescando de noche con calamar como carnada, en lugar de agujas u otro pescado. De esta forma aprovechaban de que el pez espada suele permanecer cerca de la superficie de noche y a mayor profundidad de día. Este tipo de pesca fue usado por primera vez en el Océano Pacífico oriental en 1963. Fue posible distinguir el esfuerzo dirigido hacia el pez espada de otro esfuerzo con registros del tipo de cebo usado. Hacia fines de los años 60, empero, esta distinción fue turbada por el creciente uso de calamar como carnada en las caladas normales (diurnas).

El esfuerzo anual de pesca por barcos palangreros japoneses en el Pacífico osciló entre unos 275 y 300 millones de anzuelos durante 1970–1975, y de unos 325 a 375 millones de anzuelos durante 1976–1987. El esfuerzo en el Océano Pacífico oriental fue de unos 70 a 100 millones de anzuelos durante 1970–1975, 100 a 140 millones durante 1976–1985, y unos 190 millones en 1987.

Cantidades menores de pez espada son capturadas por las pesquerías con redes agalleras de deriva y arpón. La primera, iniciada en el siglo XIX, tuvo lugar al principio en aguas costeras, en las cuales

se logran las capturas máximas entre julio y octubre. Con el desarrollo de la tecnología de las redes, la pesquería se amplió a aguas más lejanas. Los barcos con redes agalleras de deriva participan en varias pesquerías, y, aunque dirigieron su esfuerzo hacia peces picudos a principios de la década de los 70, luego la cambiaron a los atunes, y particularmente albacora. La captura de peces espada por barcos japoneses de este tipo osciló de menos de 200 toneladas en 1972 a 4.000 en 1976. Posteriormente, hasta 1993, cuando se prohibió la pesca con redes agalleras de deriva en alta mar, la captura media anual de pez espada por los barcos japoneses con esa arte fue unas 2.800 toneladas; desde 1993, ha sido unas 250 toneladas, todas tomadas a menos de 200 millas de la costa. Durante el período antes de los años 70, las pesquerías japonesas con arpón capturaban unas 1.000 a 2.000 toneladas de pez espada cada año en las aguas costeras. Cuando los pescadores japoneses con red agallera de deriva comenzaron a dirigir su esfuerzo hacia los peces picudos, la captura anual con arpón descendió a unos centenares de toneladas, posiblemente debido a la competencia con esta nueva pesquería.

Chile

Con la ampliación del mercado de pez espada fresco y congelado en los Estados Unidos en los años 80, las capturas anuales de pez espada por la flota chilena se incrementaron de un promedio de unas 200 a 300 toneladas antes de 1986 a 800 toneladas en 1986 y luego a un máximo de 8.000 toneladas en 1991 (Tabla 28). La captura en 1992 fue 7.000 toneladas. La pesquería artesanal chilena de la especie faena a unas 15 a 150 millas náuticas del norte y centro del país. Más del 90% de los barcos miden menos de 18 metros de eslora y pescan con redes agalleras de deriva. Una pequeña parte de esta flota sigue pescando con arpón. Con el aumento del tamaño medio de los barcos con el tiempo, una proporción siempre mayor de la flota ha sido autorizada para pescar con red agallera de deriva y palangre, y ha pescado con ambas artes. La mayoría de la captura chilena de pez espada es lograda entre enero y junio, con un máximo entre marzo y mayo. A raíz de la reducción de las capturas, para julio o agosto la mayoría de los pescadores cambian a otras especies.

Estados Unidos

Las principales pesquerías estadounidenses de peces espada en el Pacífico son la de red agallera de deriva y la palangrera.

Antes de fines de la década de los 70, la única pesquería estadounidense de pez espada significativa era la de arpón realizada frente al sur de California a fines de verano y otoño. Desde la captura récord de 1978 de unas 1.600 toneladas, la captura anual en esta pesquería ha disminuido a unas 100 a 200 toneladas.

La pesquería con red agallera de deriva ha dominado la captura estadounidense de pez espada desde 1981. Esta pesquería estaba dirigida originalmente hacia el tiburón, pero ahora se dedica en ciertas estaciones del año al pez espada. Durante los primeros años después de este cambio en la estrategia de pesca, la captura anual de peces espada con redes agalleras de deriva aumentó a un máximo de unas 1.600 toneladas en 1984 y 1985. Posteriormente disminuyó a unas 800 toneladas en 1990 y 1991, pero entonces volvió a subir a unas 1.200 toneladas anuales en 1992 y 1993. Aproximadamente el 80% de la captura de pez espada con redes agalleras de deriva tiene lugar entre septiembre y diciembre.

Los cambios significativos más recientes en la pesquería estadounidense del pez espada del Pacífico han tenido lugar en la pesquería palangrera operando desde Hawaii y, más recientemente, California del Sur. Antes de 1989, el pez espada era una captura incidental de esta pesquería, que se dirigía hacia atunes y tenía lugar primordialmente dentro de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de los Estados Unidos alrededor de Hawaii. A principios de los años 90, barcos estadounidenses de la costa atlántica y el Golfo de México, usando estrategias de pesca elaboradas para la pesca del pez espada del

Atlántico, incluyendo caladas nocturnas de artes de poca profundidad con anzuelos iluminados, ingresaron a la flota basada en Hawaii. A medida que ha aumentado el esfuerzo de pesca con los barcos adicionales, se ha ampliado también la pesquería hasta incluir una esfuerzo significativo en aguas internacionales afuera de la ZEE estadounidense alrededor de Hawaii. La captura por la flota palangrera basada en Hawaii aumentó diez veces, de unas 200 toneladas en 1989 a unas 2.100 en 1990, y luego se duplicó con creces a unas 5.000 toneladas y 5.500 toneladas en 1991 y 1992, respectivamente. Estas capturas son logradas principalmente durante el período de enero a junio.

A fines de 1992, barcos palangreros que antes pescaban en el Océano Atlántico y el Golfo de México comenzaron a pescar en el Océano Pacífico desde puertos del sur de California. En 1992 pescaban solamente dos ó tres de estos barcos, pero para julio de 1994 había al menos 23. Varios barcos han pescado durante el año entero para determinar la mejor forma de faenar, mientras que otros pescaron solamente cuando se reportaba buena pesca. Para fines de 1994 el número de barcos se había reducido a unos 10 a 12, y se espera que la flota siga disminuyendo a unos 8 barcos para mediados de 1995. Los barcos que abandonaron la pesquería han vuelto al Golfo de México. Al igual que en la flota basada en Hawaii, estos barcos también pescan atunes, y dirigen la mayor parte de su esfuerzo hacia el pez espada cuando esta especie abunda más o es más fácil de capturar. Observadores de la CIAT acompañaron dos viajes realizados por estos barcos en 1994, y el personal de la CIAT ha elaborado, impreso, y distribuido cuadernos de bitácora para ellos.

México

La pesquería mexicana del pez espada comenzó al adoptar México una ZEE de 200 millas y restringir las operaciones pesqueras extranjeras en esa zona. Anteriormente fueron capturadas grandes cantidades de peces picudos, entre ellos peces espada, por las pesquerías palangreras de otras naciones en lo que es ahora la ZEE de México. Entre 1980 y 1989 México autorizó pesquerías palangreras de empresas conjuntas faenando bajo pabellón mexicano. A principios de la década de los 80 el esfuerzo ejercido por esta pesquería fue bajo, pero para el fin de la década unos 10 a 15 barcos tomaban parte en la pesquería cada año. El esfuerzo de pesca (número de anzuelos calados) varió mucho en el período de esta pesquería, de un mínimo de unos 260 mil anzuelos en 1984 a un máximo de unos 3,8 millones en 1988. La captura total de pez espada lograda durante el período en que existió esta pesquería fue unas 2.000 toneladas, con capturas anuales de entre unas 5 toneladas en 1984 y 520 en 1981.

Desde la eliminación de esta pesquería, se ha desarrollado una pesquería de peces picudos con redes agalleras de deriva en la ZEE mexicana. Se estima que para 1990 unos 25 barcos de 16 empresas estaban pescando, y que para 1992 estas cifras casi se duplicaron, a 44 barcos de 37 empresas. La captura de pez espada por estos barcos fue unas 870 toneladas en 1990, 1.150 en 1991, 770 en 1992, y 550 en 1993. En 1992 otorgaron 27 licencias para esta pesquería, y había 24 barcos pescando.

Evaluación de los stocks

Se usan tres tipos generales de modelos para evaluar la condición de los stocks de peces: modelos de producción, con estructura de edades, y reproductor-recluta.

Los modelos de producción, que usan datos para el stock completo y no de peces individuales, son bastante sencillos de usar, ya que requieren solamente datos sobre la captura y el esfuerzo de pesca. Sin embargo, los datos necesitan corresponder a una stock de peces separado, y hacen falta datos para una serie de años durante los cuales el nivel de esfuerzo varió considerablemente. Además, el efecto del arte de pesca sobre los peces debe ser igual de año a año, de otro modo se necesita ajustar los datos para compensar los cambios en el aparejo de pesca. Por ejemplo, a mediados de los años 70 la mayoría de los palangreros japoneses modificaron su aparejo para pescar en aguas más profundas, lo cual incrementó sus capturas de atunes patudo y disminuyó aquellas de la mayoría de los otros

atunes y peces picudos. Si no se efectúan ajustes para compensar este fenómeno, parecería que la abundancia del patudo aumentó y se redujo la de las demás especies en ese período, cosa que no ocurrió necesariamente. En la sección anterior del presente informe que trata de la evaluación del stock de aleta amarilla se comentan más detalladamente los supuestos necesarios para el uso de los modelos de producción. Ya que no se satisfacen siempre completamente estos supuestos, los modelos de producción a menudo arrojan estimaciones menos precisas de los efectos de la pesca que los modelos más sofisticados.

Los modelos con estructura de edades requieren datos sobre el reclutamiento y las tasas de crecimiento y mortalidad de peces individuales, a menudo difíciles de conseguir, pero generalmente producen mejores resultados que los modelos de producción. Se obtienen estimaciones de estos parámetros de los análisis de datos de talla y edad de peces en la captura y de experimentos de marcado y recaptura. Las diferencias en el crecimiento y longevidad de machos y hembras pueden ser incorporados en los modelos con estructura de edades.

Los modelos reproductor-recluta se basan en comparaciones de las relaciones entre la abundancia de reproductores y la abundancia subsiguiente de huevos, larvas, juveniles, o reclutas a la pesquería. Las diferencias en el crecimiento y longevidad de machos y hembras necesitan ser incorporados en los modelos reproductor-recluta.

Los modelos de producción, con datos de la pesquería palangrera japonesa de 1952 a 1980, han sido aplicados al pez espada en el Océano Pacífico por varios investigadores. Sus resultados fueron solamente tentativos, por al menos dos motivos. En primer lugar, a raíz de la falta de datos sobre la devolución de marcas, características merísticas y morfométricas, características genéticas, etcétera, los investigadores tuvieron que formar supuestos sobre la estructura de los stocks a partir de la distribución de las capturas de los peces, y es posible que estos supuestos resulten ser incorrectos. En segundo lugar, debido a la falta de datos que se podrían usar para hacer ajustes por diferencias en la vulnerabilidad de los peces a la captura, tuvieron que suponer que los peces espada eran igualmente vulnerables a la captura con palangre en todos los años, estaciones, y áreas. Se concluyó que el pez espada era capaz de soportar capturas mayores a aquellas logradas durante ese período. Sin embargo, las pesquerías han cambiado desde entonces. Para 1992, la captura de peces espada en el Océano Pacífico había alcanzado casi 39.000 toneladas, un aumento de 76% desde 1986. La porción japonesa de esta captura dismóvó de un 72% a un 44%, y es por lo tanto posible que la pesquería japonesa ahora no proporcione una cobertura suficiente para controlar la pesquería entera. Se deberían incluir en análisis futuros datos de las pesquerías costeras de Chile, Costa Rica, Ecuador, los Estados Unidos, las Filipinas, México, y otras naciones. Ya que las pesquerías están creciendo, es importante iniciar estos análisis lo antes posible.

Como parte de una investigación conjunta de la ecología y abundancia relativa de los peces picudos del Pacífico, realizada con el National Research Institute of Far Seas Fisheries en Shimizu (Japón), se ha elaborado un modelo para la estandarización del esfuerzo de pesca que incorpora datos biológicos y oceanográficos. Este modelo, descrito en la sección titulada *Estudios de peces picudos*, ha sido utilizado con datos del pez espada en el Océano Pacífico oriental (OPO) en el período hasta 1987 (el último año para el cual se dispone actualmente de datos detallados). Los resultados señalan claramente cambios estacionales en la distribución del pez espada en el OPO, sugiriendo que la migración podría desempeñar un papel importante para la especie en este área. Análisis posteriores, usando modelos de biomasa con retardos temporales, señalaron que los stocks del OPO consisten de peces reclutados directamente del OPO (reclutamiento interno) y de migración neta a la región de áreas afuera del alcance de los análisis. Estos resultados posibilitarán evaluaciones más confiables del stock, basadas en modelos de producción, en un futuro cercano, y deberían eventualmente ser útiles en la aplicación de evaluaciones de stocks basadas en modelos con estructura de edades y reproductor-recluta.

Discusión y conclusiones

Tras una reducción en las capturas del pez espada en el Océano Pacífico a principios de la década de los 60, cuando la flota palangrera japonesa en el Pacífico noroccidental comenzó a dirigir su esfuerzo hacia especies aparte del pez espada, la captura del Pacífico entero comenzó a aumentar. Con base en la creciente demanda mundial de la especie y el aumento paulatino en las capturas en el Atlántico y Mediterráneo, se espera que las capturas en el Pacífico sigan aumentando mientras la abundancia de la especie soporte el aumento. Si las capturas siguen aumentando, es posible que, al igual que en el Atlántico, la abundancia del pez espada se vea reducida a tal punto que las capturas eventualmente disminuyan. Surge la cuestión de cómo evitar la pesca excesiva, es decir, cómo mantener el equilibrio entre la explotación y la capacidad de la población de peces espada de soportar las capturas. La solución, naturalmente, es que se debe mejorar los conocimientos de la dinámica poblacional de la especie y tener la voluntad para utilizar estos conocimientos para el manejo del recurso.

Hay varios requisitos técnicos que se han de satisfacer para asegurar una evaluación adecuada de los stocks. Uno de los requisitos esenciales más importantes es un conocimiento de la estructura poblacional de los stocks de pez espada explotados. Se ha de saber si los peces que forman el blanco de una pesquería particular se mezclan con peces que son el blanco de otras pesquerías y si se cruzan con ellos, ya que no será efectivo intentar manejar una pesquería si los peces de esa pesquería se trasladan a otras pesquerías sin medidas de manejo similares o complementarias. Es por lo tanto necesario comprender la estructura de los stocks de la especie en cuestión antes de poder aplicar con confianza los modelos de producción, con estructura de edades, o reproductor-recluta.

Son necesarios datos completos de captura y esfuerzo para poder aplicar los modelos de producción. Para cada pesquería, hacen falta datos sobre las capturas en áreas pequeñas e intervalos de tiempo cortos, junto con medidas del esfuerzo de pesca, tales como el número de barcos que pescan, el número de anzuelos calados por día, o las horas de uso de las redes agalladeras de deriva. La información correspondiente de las pesquerías recreativas será también necesaria si las capturas en éstas se hacen importantes. Una manera práctica de reunir esta información de las pesquerías comerciales es mediante un sistema de cuadernos de bitácora, mantenidos por el capitán o tripulantes, y complementado por un programa de observadores. Otros sistemas, por ejemplo el monitoreo de puntos de descarga importantes, podrían ser elaborados para barcos más pequeños. Con datos de este tipo se podrían llevar a cabo análisis utilizando modelos de producción. Aunque de alcance limitado, estos modelos podrían proporcionar estimaciones iniciales de las capturas potenciales y advertencias anticipadas de pesca excesiva.

Para la aplicación de modelos con estructura de edades es necesario saber la talla y/o el peso de los peces en la captura, más datos de captura. Se pueden usar estos datos para estimar las tasas de crecimiento y de mortalidad natural y por pesca. Además, se debe reunir información sobre las características reproductoras, tales como proporción de sexos, fecundidad, frecuencia del desove, y ubicación de las áreas de desove. Un programa para reunir estos datos necesitaría incluir un muestreo en muchos de los principales puntos de descarga de las pesquerías comerciales. Se tendría que tomar muestras de forma regular durante un período extendido.

La información necesaria para la aplicación de los modelos reproductor- recluta es esencialmente la misma que para los modelos con estructura de edades.

Aun si se dispusiera de una comprensión adecuada de la dinámica poblacional del pez espada, hay no obstante varias cuestiones de índole no científica que podrían complicar la puesta en práctica de la administración. Estas incluyen conflictos entre pescadores comerciales usando distintos tipos de arte de pesca, conflictos entre pescadores comerciales y recreativos, una preocupación creciente sobre capturas "incidentales" (de especies que no son el blanco de la pesca), y los problemas eventuales de la distribución de las capturas entre los usuarios. (En el presente informe se define la captura incidental como la captura total de especies aparte de la especie objetivo de la pesquería, incluyendo pescado y demás animales que se retienen, liberan vivos, o desechan muertos. Las especies objetivo principales

son atunes y peces picudos para las pesquerías palangreras y peces espada y tiburones para las pesquerías con redes agallera de deriva.) Ya se ha tomado la decisión de eliminar la pesca con redes agalleras de deriva en alta mar, y es posible que se tomen eventualmente más decisiones para la distribución de las capturas entre tipos de arte de pesca, y posiblemente entre naciones.

Los palangres y las redes agalleras de deriva capturan las mayores cantidades de peces espada en el Océano Pacífico. Se puede aumentar la probabilidad de capturar la especie mediante cambios del lugar donde se cala el aparejo de pesca, la configuración del mismo, etcétera, pero no se puede en ningún caso garantizar la captura de peces espada únicamente. Estos dos tipos de arte de pesca capturan normalmente una variedad de grandes peces pelágicos, tales como atunes, marlines, y tiburones, junto con los peces espada. Los marlines son menos comunes en las capturas de los barcos agalladeros que en las palangreras. Además, ambos tipos de barcos capturan ocasionalmente algunos mamíferos marinos y tortugas.

Es poco común la captura de peces espada por pescadores deportivos. Sin embargo, las pesquerías deportivas de marlines y peces vela son importantes, y pesquerías dirigidas hacia el pez espada capturan a menudo esas otras especies. En vista de ello, les preocupa a los pescadores recreativos que las pesquerías crecientes del pez espada reducirán el número de marlines y peces vela.

La captura real y percibida de mamíferos marinos, tortugas, y aves con palangre y de mamíferos marinos y tortugas con redes agalladeras de deriva ha dado lugar a acciones por algunos grupos para limitar el uso de estos tipos de arte. Es imprescindible, si se pretende resolver este problema percibido, que se reúna información sobre el número y tipo de animales capturados incidentalmente. (Cabe destacar que el California Department of Fish and Game y el NMFS han publicado información sobre las capturas incidentales por barcos pescando con redes agalladeras de deriva frente a California (Calif. Dept. Fish Game, Fish Bull., 175).) En conjunto con estos esfuerzos por reunir datos, sería de desear un esfuerzo mayor para diseñar, desarrollar, y poner en uso modificaciones de las artes de pesca y/o de las técnicas de usarlas que reducirían la captura incidental, si se demuestra que estas artes ejercen un efecto significativo sobre las especies que forman las capturas incidentales.

El otro tema importante que se ha de resolver es la distribución de las capturas entre los usuarios. Este es el punto clave de la mayoría de los problemas de pesquerías, y la dificultad de encontrar una solución es máxima en una pesquería internacional en la que participan barcos de varias naciones.

Un formato institucional adecuado para la administración del recurso de los peces espada del Pacífico debe ser sensible a las características únicas de la especie y de las pesquerías. Los peces espada se encuentran ampliamente distribuidos por las aguas tropicales, subtropicales, y templadas del Océano Pacífico, y aparentemente se desplazan frecuentemente de las Zonas Económicas Exclusivas de varias naciones a alta mar y viceversa y de las aguas de una nación costera a las de otra. Es probable que al menos la mitad de la captura total de la especie en el Pacífico proviene de alta mar, afuera de la zona exclusiva de cualquier nación. Las flotas que pescan los peces espada son tan móviles como sus presas, y probablemente hasta más. El mercado de la especie es internacional; un pez espada de Chile, por ejemplo, puede acabar en un mercado japonés, europeo, o norteamericano, según la oferta, la demanda, y el precio. Varias instituciones nacionales de investigación estudian los stocks (o partes de los mismos) del pez espada de interés a las naciones respectivas. La investigación internacional en el Océano Pacífico oriental es realizada por el National Research Institute of Far Seas Fisheries del Japón y por la CIAT.

Teniendo en cuenta las características del pez espada y de las pesquerías dirigidas hacia la especie en el Océano Pacífico, es claro que es necesaria una cooperación entre las naciones interesadas para una administración adecuada de estos recursos. Esto no es un concepto nuevo. De hecho, el Artículo 64 del Convenio de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar contempla cooperación tal para el manejo de especies altamente migratorias. Es solamente a través de la cooperación internacional que los stocks del pez espada del Océano Pacífico pueden ser mantenidos en condición sana, a beneficio de todos los interesados.

APPENDIX 1—ANEXO 1**STAFF*—PERSONAL*****DIRECTOR**

James Joseph, Ph.D. (University of Washington)

SCIENTIFIC—CIENTIFICO**Chief Scientists—Científicos Dirigentes**

Richard B. Deriso, Ph.D. (University of Washington)

Tuna-billfish Program

—Programa Atún-picudo

Martín A. Hall, Ph.D. (University of Washington)

Tuna-dolphin Program

—Programa Atún-delfín

Senior Scientists—Científicos Principales

Pablo R. Arenas, Ph.D. (University of Washington)

Biology

—Biología

William H. Bayliff, Ph.D. (University of Washington)

Biology

—Biología

David A. Bratten, B.S. (San Diego State University)

Biology

—Biología

Michael G. Hinton, M.S. (University of Washington)

Biology: statistics

—Biología: estadística

Daniel Margulies, Ph.D. (University of Maryland)

Biology

—Biología

Robert J. Olson, Ph.D. (University of Wisconsin)

Biology

—Biología

Michael D. Scott, Ph.D. (University of California at Los Angeles)

Biology

—Biología

Patrick K. Tomlinson, B.S. (Humboldt State University)

Biology: population dynamics

—Biología: dinámica de poblaciones

Alexander Wild, Ph.D. (University of British Columbia)

Biology

—Biología

Associate Scientists—Científicos Asociados

Ernesto Altamirano Nieto, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California)

Biology

—Biología

Alejandro A. Anganuzzi, Lic. (Universidad Nacional de Mar del Plata)

Biology: population dynamics

—Biología: dinámica de poblaciones

Thomas P. Calkins, B.S. (University of Washington)

Biology

—Biología

Edward H. Everett, B.A. (San Jose State University)	
Biology: statistics	—Biología: estadística
Marco A. García, Lic. (Universidad de Oriente)	
Biology: mathematics	—Biología: matemática
Cleridy E. Lennert, M.S. (University of California at San Diego)	
Biology: mathematics	—Biología: matemática
Richard J. Lindsay, B.S. (Long Island University)	
Biology	—Biología
Milton F. López, B.S. (University of Rhode Island)	
Computer science	—Ciencia de computadoras
Ashley J. Mullen, Ph.D. (University of London)	
Biology: mathematics	—Biología: matemática
Richard G. Punsly, M.S. (University of Washington)	
Biology: population dynamics	—Biología: dinámica de poblaciones
Robert E. Sarazen, B.S. (California State University, Long Beach)	
Data base management	—Administración de base de datos)
Kurt M. Schaefer, M.S. (San Diego State University)	
Biology	—Biología
Vernon P. Schooley, M.S. (University of Washington)	
Biology	—Biología (Achotines, Panamá)
Nickolas W. Vogel, B.A. (University of California at Santa Barbara)	
Biology	—Biología
Jeanne B. Wexler, B.S. (Humboldt State University)	
Biology	—Biología

Assistant Scientists—Científicos Auxiliares

Armando Enrique Carrasco Arevalo, B.S. (University of West Florida)	
Biology: statistics	—Biología: estadística (Cumaná, Venezuela)
Emilio Rafael Cedeño Perez, Lic. (Universidad de Oriente)	
Biology: statistics	—Biología: estadística (Cumaná, Venezuela)
Adrián Celaya Ortega, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California Sur)	
Biology: statistics	—Biología: estadística (Mazatlán, México)]
Alvin Delgado Martínez, Lic. (Universidad de Oriente)	
Biology: statistics	—Biología: estadística (Cumaná, Venezuela)

Felipe Galván-Mangaña, M.S. (Instituto Politécnico Nacional)		
Biology	—Biología	
(to December 20	—hasta el 20 de diciembre)	
Leonardo García, Lic. (Universidad de Guayaquil)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Manta, Ecuador)	
Pablo X. Guerrero Verduga, Lic. (Universidad de Guayaquil)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Manta, Ecuador)	
Manuel R. Inclan, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California Sur)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
(to November 30	—hasta el 30 de noviembre)	
	(Ensenada, México)	
José Manuel Lutt M., B.S. (Universidad Autónoma de Baja California)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Ensenada, México)	
Cesar Maldonado Gonzalez, B.S. (Universidad Autónoma de Sinaloa)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
(from September 1	—desde el 1 de septiembre)	
	(Mazatlán, México)	
Alberto Morales Yañez, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Ensenada, México)	
Eric E. Pedersen, B.S. (Humboldt State University)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Ensenada, México)	
Hector Javier Perez Bojorquez, B.S. (Universidad Autónoma de Sinaloa)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Mazatlán, México)	
Andris Purmalis, B.S. (University of Michigan)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Panamá, R.P.)	
Lesly Rodríguez, Lic. (Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua)		
Biology	—Biología	
Osvaldo A. Silva, Ict. Pis. (Instituto de Altos Estudios de la Técnica en la Industria y Economía Pesquera, Astrakhan, USSR)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
	(Manta, Ecuador)	
Enrique Ureña Portales, B.S. (Universidad Autónoma de Baja California)		
Biology: statistics	—Biología: estadística	
G. Jay Walker, B.A. (Boston College)		
Computer programmer	—Programador de computadoras	

Marisa Chocano	
Bilingual secretary (to September 8)	—Secretaria bilingüe —hasta el 8 de septiembre
Yolanda Covington	
Bilingual secretary (from September 8)	—Secretaria bilingüe —desde el 8 de septiembre
Berta N. Juárez	
Bilingual secretary to the Director	—Secretaria bilingüe del Director
Daniel R. Lilly, B.S. (Marquette University)	
Administrative assistant	—Ayudante administrativo

* All staff members at La Jolla unless otherwise noted

* Todos en La Jolla, a menos que se indique lo contrario

APPENDIX 2—ANEXO 2**RESOLUTIONS PASSED AT THE 27TH INTERGOVERNMENTAL MEETING
RESOLUCIONES APROBADAS EN LA 27^a REUNION INTERGUBERNAMENTAL**

The 27th Intergovernmental Meeting on the Conservation of Tunas and Dolphins in the eastern Pacific Ocean, held on June 8, 1994, in Cumaná, Venezuela;

Recalling paragraph 4 of the 1992 Agreement for the Conservation of Dolphins, by which a vessel not utilizing its assigned Dolphin Mortality Limit (DML) for 1993 by June 1, 1993, would forfeit its DML for that year, and

*Noting that an exemption to this provision was made, for 1993 only, for vessels unable to comply for reason of *force majeure* or due to extraordinary circumstances, and*

Recalling further that certain nations party to the Agreement reserved the right to use this precedent at some future date,

*Agrees that, for 1994 only, any vessel which was assigned a DML for 1994 but which, due to *force majeure* or extraordinary circumstances, did not utilize that DML by June 1, 1994, shall not lose its DML for 1994.*

La 27^a Reunión Intergubernamental sobre la Conservación de Atunes y Delfines en el Océano Pacífico oriental, celebrada el 8 de junio de 1994, en Cumaná, Venezuela;

Recordando el párrafo 4 del Acuerdo para la Conservación de Delfines de 1992, según el cual un barco que no utilizara su Límite de Mortalidad de Delfines (LMD) para 1993 antes del 1 de junio de 1993 perdería su LMD para ese año, y

Notando que se accordó exentar de esta provisión, para 1993 solamente, a aquellos barcos incapaces de cumplirla por razones de fuerza mayor o debido a circunstancias extraordinarias, y

Recordando además que algunas naciones partes del Acuerdo se reservaron el derecho de usar este precedente en el futuro,

Acuerda que, para 1994 solamente, todo barco asignado un LMD para 1994 pero que, debido a fuerza mayor o circunstancias extraordinarias, no utilizó dicho LMD antes del 1 de junio de 1994, no perderá su LMD para 1994.

The members of the Inter-American Tropical Tuna Commission and the Intergovernmental Meeting for the Conservation of Tunas and Dolphins in the Eastern Pacific Ocean, meeting in Cumaná, Venezuela, learning of the recent tragic death of Marlène Kanas, who represented the Association Robin des Bois at past meetings of these bodies, wish to express to her family and friends their sadness and condolences on their loss. Her presence and her contributions to our deliberations will be much missed.

Los miembros de la Comisión Interamericana del Atún Tropical y de la Reunión Intergubernamental para la Conservación de los Atunes y Delfines en el Océano Pacífico Oriental, reunidos en Cumaná, Venezuela, y sabiendo de la reciente muerte trágica de Marlène Kanas, representante de la Association Robin des Bois en reuniones anteriores de estos organismos, desean expresar a su familia y amigos su tristeza y pésame sobre su pérdida. Se echará de menos su presencia y sus aportes a nuestras deliberaciones.

APPENDIX 3—ANEXO 3**RESOLUTION PASSED AT THE 28TH INTERGOVERNMENTAL MEETING
RESOLUCION APROBADA EN LA 28^a REUNION INTERGUBERNAMENTAL****RESOLUTION ON DOLPHIN MORTALITY LIMITS FOR 1995**

Recognizing the significant progress achieved by the Parties to the 1992 La Jolla Agreement (the Agreement) in reducing dolphin mortalities in the eastern Pacific Ocean (EPO), and in accordance with the decision made by the Parties in Cumaná, Venezuela, in June 1994 to review the schedule for dolphin mortality reductions prescribed in the Agreement,

The Parties have agreed, while maintaining the schedule prescribed in the Agreement, to reduce the permissible limit beyond the commitment made in the schedule for the year 1995, by adopting a limit of 9,300 (nine thousand three hundred) for total dolphin mortalities in the EPO for 1995. In accordance with this decision, the Parties direct the International Review Panel to assign Dolphin Mortality limits (DML) for 1995 to individual vessels based on the total EPO limit of 9,300.

Further, the Parties have agreed that, in each successive year covered by the schedule in the Agreement, they will review the schedule for future years, with the objective of determining whether reductions in that schedule can be achieved.

RESOLUCION SOBRE LOS LIMITES DE MORTALIDAD DE DELFINES EN 1995

Reconociendo los avances significativos logrados por las Partes del Acuerdo de La Jolla de 1992 (el Acuerdo) en reducir la mortalidad de delfines en el Océano Pacífico oriental (OPO), y de acuerdo con la decisión tomada por las Partes en Cumaná (Venezuela) en junio de 1994 de examinar el programa de reducción de mortalidad de delfines previsto en el Acuerdo,

Las Partes han acordado, al mismo tiempo que mantienen el programa previsto en el Acuerdo, reducir el límite permisible más allá del compromiso decidido en el programa para el año 1995, mediante la adopción de un límite de 9.300 (nueve mil trescientos) para la mortalidad total de delfines en el OPO en 1995. En conformidad con esta decisión, las Partes encargan al Panel Internacional de Revisión asignar Límites de Mortalidad de Delfines (LMD) a barcos individuales para 1995 con base en el límite total del OPO de 9.300.

Además, las Partes han acordado que, en cada año sucesivo cubierto por el programa en el Acuerdo, examinarán el programa para años futuros, con el objetivo de determinar si son factibles reducciones en dicho programa.

APPENDIX 4—ANEXO 4**AMENDMENTS TO THE AGREEMENT FOR THE CONSERVATION OF DOLPHINS
ENMIENDAS AL ACUERDO PARA LA CONSERVACION DE DELFINES**

January 27, 1994

TO: All Governments Party to the Agreement and members of the IRP
FROM: Director
SUBJECT: Amendments

It was unanimously agreed to by all participating governments at the Intergovernmental Meeting held in conjunction with the 52nd Meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission on October 26-27, 1993, in La Jolla, California, to amend Appendix II, Section III, of the Agreement for the Conservation of Dolphins to read:

"The Review Panel shall be composed of five or more representatives of governments and four representatives of non-governmental organizations. Of the latter, two shall be representatives of environmental organizations and two shall be representatives of the tuna-fishing industry. Any government that is party to the 1992 Agreement for the Conservation of Dolphins and that has at least one vessel of carrying capacity greater than 400 short tons fishing under its flag in the eastern Pacific Ocean may become a member of the Panel. The government representatives shall be voting members, and the non-governmental representatives shall be non-voting members. The IATTC will provide a non-voting Secretariat for the Panel."

At the meeting of the International Review Panel (IRP) held in La Jolla, California, on October 28-29, 1993, it was agreed that Rule I.a) of the Rules of Procedure of the Panel shall be amended to read:

"The Review Panel ("the Panel") shall be composed of representatives of governments party to the Agreement approved in La Jolla on 18 June 1992 which have at least one vessel of carrying capacity greater than 400 short tons participating in the fishery under their flag ("government members"). There shall be four additional members of the Panel ("non-government members"): two representatives of environmental organizations and two representatives of the tuna-fishing industry, to be appointed by the government members in accordance with these rules."

and Rule V.a) of the Rules of Procedure shall be amended to read:

"The Panel shall strive to reach a consensus on all matters. In the event that this is not possible, all decisions, resolutions, recommendations, and other official actions of the Panel shall be taken by a majority of at least two thirds of the voting members. Voting at meetings of the Panel shall be by show of hands, or by roll call, as in the opinion of the Presider (see Rule X.c) appears more suitable."

The Agreement and Rules of Procedure are considered to be amended as indicated effective the dates of the Intergovernmental and IRP meetings noted above.

27 de enero de 1994

A: Gobiernos Partes del Acuerdo y miembros del PIR
DE: Director
ASUNTO: Enmiendas

Todos los gobiernos participantes a la Reunión Intergubernamental celebrada conjuntamente con la 52^a Reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical el 26 y 27 de octubre de 1993 en La Jolla, California, aprobaron por unanimidad las enmiendas al Anexo II, Sección III, del Acuerdo para la Conservación de Delfines, que ahora reza como sigue:

"El Panel de Revisión será integrado por cinco o más representantes gubernamentales y cuatro representantes de organizaciones no gubernamentales. De éstos últimos, dos serán representantes de organizaciones ambientalistas y dos representantes de la industria atunera. Todo gobierno que sea parte del Acuerdo para la Conservación de Delfines de 1992 y que tenga al menos un barco de capacidad de acarreo superior a las 400 toneladas cortas pescando atunes bajo su bandera en el Océano Pacífico oriental podrá ser miembro del Panel. Los representantes gubernamentales tendrán voto; los representantes no gubernamentales serán miembros sin voto. La CIAT proporcionará una Secretaría sin voto para el Panel."

En la reunión del Panel Internacional de Revisión celebrado el 28 y 29 de octubre de 1993 en La Jolla, California, se acordó que se enmendará la Regla I.a) de las Reglas de Procedimiento como sigue:

"El Panel de Revisión ("el Panel") será integrado por representantes de gobiernos partes del Acuerdo aprobado en La Jolla el 18 de junio de 1992 que tengan al menos un barco de capacidad de acarreo superior a las 400 toneladas cortas participando en la pesquería bajo su bandera ("miembros gubernamentales"). El Panel consistirá además de cuatro miembros adicionales ("miembros no gubernamentales"): dos representantes de organizaciones ambientalistas y dos representantes de la industria atunera, nombrados por los miembros gubernamentales de acuerdo con estas Reglas."

y la Regla V.a) de las Reglas de Procedimiento será enmendada como sigue:

"El Panel procurará llegar a un consenso sobre todo asunto. Si no resulta posible, todas las decisiones, resoluciones, recomendaciones, y demás acciones oficiales del Panel serán tomadas por una mayoría de al menos dos tercios de los miembros con voto. Se votará levantando la mano, o por votación nominal, como en la opinión del Dirigente (ver Regla X.c) sea más apropiado."

El Acuerdo y las Reglas de Procedimiento se consideran enmendadas tal como se indica a partir de las fechas de las reuniones Intergubernamental y del Panel Internacional de Revisión mencionadas anteriormente.

APPENDIX 5—ANEXO 5

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION—COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL

Balance Sheet, September 30, 1994

Balance General, 30 de Septiembre de 1994

Assets—Activo

Current assets—Activo circulante	
Cash and cash equivalents—Efectivo y equivalentes	\$ 823,850
Accounts receivable—Cuentas por cobrar	9,070
Employee advances—Anticipos a los empleados	251,174
Deposits—Depósitos	<u>7,021</u>
Total current assets—Activo total circulante	1,091,115
Real property, at cost—Propiedad raíz, al costo	<u>325,775</u>
	\$ 1,416,890

Liabilities and fund balances—Pasivo y balances de los fondos

Current liabilities—Pasivo circulante	
Accounts payable—Cuentas por pagar	82,729
Accrued expenses and other liabilities—Gastos acumulados y otro pasivo	<u>406,520</u>
Total current liabilities—Pasivo total circulante	489,249
Fund balances—Balances de los fondos	
General fund—Fondo general	519,746
Real property fund—Fondo propiedad raíz	325,775
Restricted fund—Fondo restringido	<u>82,120</u>
Total fund balance—Balance totales de los fondos	927,641
	\$ 1,416,890

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION—COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL
Statements of Revenues and Expenses for the Year Ended September 30, 1994—
Declaración de Ingresos y Gastos Correspondiente al Año Fiscal que Termina el 30 de Septiembre de 1994

Revenues—Ingresos

Government contributions for joint expenses—Aportes de los gobiernos a los gastos combinados	
United States of America—Estados Unidos de América	\$ 2,734,000
Japan—Japón	262,761
France—Francia	17,501
Nicaragua	500
Panama—Panamá	500
Vanuatu	500
Costa Rica	—
Venezuela	—
Total government contributions—Total de aportes por los gobiernos	3,015,762
Contract revenues—Ingresos por contrato	902,841
Interest income—Ingresos por intereses	23,345
Other revenues—Otros ingresos	29,585
Total revenues—Ingresos totales	3,971,533

Expenditures—Gastos

Salaries—Sueldos	1,967,783
Observer costs—Gastos para los observadores	816,670
Contract expenditures—Gastos para los contratos	336,434
Employee benefits—Beneficios laborales	348,830
Materials and supplies—Materiales y suministros	456,153
Travel—Viajes	254,045
Rent and utilities—Alquiler y servicios públicos	104,863
Printing and postage—Imprenta y franqueo	54,243
Insurance and taxes—Seguros e impuestos	22,923
Legal and professional—Legales y profesionales	12,222
Miscellaneous—Misceláneos	21,467
Total expenditures—Gastos totales	4,395,633
Excess of expenditures over revenues—Exceso de gastos sobre ingresos	\$ (424,100)

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION—COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL
Statements of Changes in Fund Balances for the Year Ended September 30, 1994—
Declaración de Cambios en el Balance de los Fondos Correspondiente al
Año Fiscal que Termina el 30 de Septiembre de 1994

	General fund— Fondo general	Real property fund— Fondo propiedad raíz	Restricted fund— Fondo restringido	Total
Balance at September 30, 1992				
Balance hasta el 30 de septiembre de 1992	\$1,094,719	325,775	82,120	1,502,614
Excess (deficiency) of expenditures over revenues				
Exceso (deficiencia) de gastos sobre ingresos	<u>(150,873)</u>	—	—	<u>(150,873)</u>
Balance at September 30, 1993				
Balance al 30 de septiembre de 1993	\$ 943,846	325,775	82,120	1,351,741
Deficiency of revenues over expenditures				
Deficiencia de impresos sobre gastos	<u>(424,100)</u>	—	—	<u>(424,100)</u>
Balance at September 30, 1994				
	<u>\$ 519,746</u>	<u>325,775</u>	<u>82,120</u>	<u>927,641</u>

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION—COMISION INTERAMERICANA DEL ATUN TROPICAL

Statement of Cash Flow for the Year Ended September 30, 1994—

**Declaración de Flujo de Fondos Correspondiente al
Año Fiscal que Termina el 30 de Septiembre de 1994**

Deficiency of revenues over expenditures—Deficiencia de ingresos sobre gastos	\$ (424,100)
Adjustments to reconcile deficiency of revenues over expenditures to net cash used in operating activities—Ajustes para reconciliar deficiencia de ingresos sobre gastos con efectivo neto usado en actividades de operación:	
Increase in accounts receivable—Aumento en cuentas por cobrar	(6,197)
Increase in employee advances—Aumento en anticipos a los empleados	(65,054)
Increase in accounts payable—Aumento en cuentas por pagar	12,600
Increase in accrued expenses and other liabilities—Aumento en gastos acumulados y otro pasivo	<u>109,532</u>
Net cash used in operating activities—Efectivo neto usado en actividades de operación	(373,219)
Cash and cash equivalents at beginning of year—Efectivo y equivalentes al principio de año	<u>1,197,069</u>
Cash and cash equivalents at end of year—Efectivo y equivalentes al fin de año	<u>\$ 823,850</u>

APPENDIX 6—ANEXO 6
CONTRIBUTIONS BY IATTC STAFF MEMBERS PUBLISHED DURING 1994
CONTRIBUCIONES POR PERSONAL DE CIAT PUBLICADAS DURANTE 1994

Annual report—Informe anual

1993

Bulletin—Boletín

Wild, A. An evaluation of length-frequency sampling procedures and subsequent data analysis for purse seine-caught yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean—Una evaluación de los procedimientos de muestreo de frecuencia de talla y del análisis subsecuente de los datos de atún aleta amarilla capturado con red de cerco en el Océano Pacífico oriental, Vol. 21, No. 1

Data report—Informe de Datos

Hinton, Michael G., and Gayle Ver Steeg. Statistics of the eastern Pacific Ocean tuna fishery, 1979 to 1992—Estadísticas de la pesquería del atún del Océano Pacífico oriental, 1979 a 1992, No. 8

Internal Report—Informe Interno

Joseph, James, William H. Bayliff, and Michael G. Hinton. A review of information on the biology, fisheries, marketing and utilization, fishing regulations, and stock assessment of swordfish, *Xiphias gladius*, in the Pacific Ocean, No. 24

Books—Libros

Magnuson, John J., Dayton Lee Alverson, Charles A. Black, Gardner M. Brown, Jr., William Burke, Paul K. Dayton, Jacob J. Dykstra, James Joseph, Charles Meacham, William J. Merrill, Jr., Donald Olson, Terrance J. Quinn II, and Brian J. Rothschild. 1994. Improving the Management of U.S. Marine Fisheries. National Academy Press, Washington, D.C.: x, 62 pp.

Magnuson, John J., Barbara A. Block, Richard B. Deriso, John R. Gold, William Steward Grant, Terrance J. Quinn II, Saul B. Saila, Lynda Shapiro, and E. Don Stevens. 1994. An Assessment of Atlantic Bluefin Tuna. National Academy Press, Washington, D.C.: xvii, 148 pp.

Outside journals—Revistas externas

Joseph, James. 1994. [letter to the editor]. Audubon, 96 (1): 12.

Scott, Michael D. 1994. Tracking study of dolphins and tuna. Tuna Newsletter (U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fish. Sci. Center, La Jolla), 112: 5.

Punsly, Richard G., Patrick K. Tomlinson, and Ashley J. Mullen. 1994. Potential tuna catches in the eastern Pacific Ocean from schools not associated with dolphins. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull., 92 (1): 132–143.

Joseph, James. 1994. The tuna-dolphin controversy in the eastern Pacific Ocean: biological, economic, and political impacts. Ocean. Develop. Inter. Law, 25 (1): 1–30.

Anganuzzi, Alejandro, Ray Hilborn, and John R. Skalski. 1994. Estimation of size selectivity and movement rates from mark-recovery data. Canad. Jour. Fish. Aquat. Sci., 51 (3): 734–742.

Hall, M. A., and C. Lennert. 1994. Incidental mortality of dolphins in the eastern Pacific Ocean tuna fishery in 1992. Inter. Whaling Comm., Rep., 44: 349–351.

- Anganuzzi, Alejandro A., and Steve Buckland. 1994. Relative abundance of dolphins associated with tuna in the eastern Pacific Ocean: analysis of 1992 data. Inter. Whaling Comm., Rep., 44: 361–366.
- Dickson, Kathryn A. 1994. Tunas as small as 207 mm fork length can elevate muscle temperatures significantly above ambient water temperature. Jour. Exper. Biol., 190: 79–93.
- Arenas, Pablo, J. Thomas Barnes, and Larry D. Jacobson. 1994. Fishery and biological data for northern anchovy taken in Mexican waters. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Admin. Rep., LJ-94-03: 24 pp.
- Deriso, Richard B., Richard G. Punsly, and William H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management [abstract]. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (1): 137.
- Bayliff, William H. 1994. Interactions among fisheries for northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (1): 249–263.
- Wild, Alex, and John Hampton. 1994. A review of the biology and fisheries for skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 1–51.
- Wild, Alex. 1994. A review of the biology and fisheries for yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 52–107.
- Bartoo, Norman, and Terry J. Foreman. 1994. A review of the biology and fisheries for north Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 173–187.
- Bayliff, William H. 1994. A review of the biology and fisheries for northern bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap., 336 (2): 244–295.
- Childers, John, and Forrest R. Miller. 1994. Summary of the 1993 U.S. north and south Pacific albacore troll fisheries. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Admin. Rep., LJ-94-18: iv, 54 pp.
- Graves, John R., and Jan R. McDowell. 1994. Genetic analysis of billfish population structure. Inter. Comm. Cons. Atl. Tunas, Coll. Vol. Sci. Pap., 41: 505–515.
- Graves, John E., and Jan R. McDowell. 1994. Genetic analysis of striped marlin (*Tetrapturus audax*) population structure in the Pacific Ocean. Canad. Jour. Fish. Aquatic Sci., 51 (8): 1762–1768.
- Joseph, James. 1994. Comisión Interamericana del Atún Tropical. In Conferencia Interamericana sobre Pesca Responsable (conference held in Mexico City, July 28–29, 1993): 75–81.
- Joseph, James. 1994. The Inter-American Tropical Tuna Commission. Fisheries, 19 (12): 42.
- Mullen, Ashley J. 1994. Effects of movement on stock assessment in a restricted-range fishery. Canad. Jour. Fish. Aquatic Sci., 51 (9): 2027–2033.
- Wells, Randall S., and Michael D. Scott. 1994. Incidence of gear entanglement for resident inshore bottlenose dolphins near Sarasota, Florida. Inter. Whaling Comm., Spec. Issue, 15: 629.