



RIDAA
Repositorio Institucional
Digital de Acceso Abierto de la
Universidad Nacional de Quilmes



Universidad
Nacional
de Quilmes

Góngora, María Eva

Controversias sobre el estado de los ecosistemas en las ciencias naturales



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Argentina.
Atribución - No Comercial - Sin Obra Derivada 2.5
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.5/ar/>

Documento descargado de RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes de la Universidad Nacional de Quilmes

Cita recomendada:

Góngora, M. E. (2025). *Controversias sobre el estado de los ecosistemas en las ciencias naturales. (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Quilmes, Bernal, Argentina. Disponible en RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes*
<http://ridaa.unq.edu.ar/handle/20.500.11807/4971>

Puede encontrar éste y otros documentos en: <https://ridaa.unq.edu.ar>

Controversias sobre el estado de los ecosistemas en las Ciencias Naturales

TESIS DE MAESTRÍA

María Eva Góngora

mariaevagongora@hotmail.com

Resumen

En la década del 2000 confrontaron dos visiones sobre el estado de los mares y los océanos provenientes de la biología de la conservación y de las ciencias pesqueras. Aunque la preocupación es compartida, no hay consenso sobre el estado de los océanos y sus recursos, ni tampoco sobre las mejores opciones para corregir los problemas. En la biología de la conservación el objetivo de las investigaciones es minimizar la chance de que una población decline su número de individuos hasta llegar a la extinción. Las ciencias pesqueras tienen como objetivo explotar o cosechar una población a niveles productivos y sustentables. Estos dos campos, conservación y cosecha tienen en común la regulación del tamaño poblacional, lo que parece indicar que estos campos dispares utilizan como teoría ecológica principal la dinámica poblacional. Sin embargo, estos campos trabajan aisladamente y con relativa autonomía, y han desarrollado construcciones teóricas y modelos independientes una de la otra. La pregunta central aquí es si es cierto que los modelos de conservación y de cosecha se encuentran incluidos dentro de la red teórica de la dinámica de poblaciones. Si se encuentran dentro de la red ¿cuál es el vínculo que hay entre ellos?, ¿por qué se da la controversia? El objetivo de la tesis es analizar las controversias entre los biólogos de la conservación y los científicos pesqueros en relación con los modelos utilizados y su discusión con el estado actual de los ecosistemas marinos, a la luz del instrumental provisto por el estructuralismo metateórico, ya que esta concepción es la escuela que más atención ha dedicado a la reconstrucción de modelos y teorías científicas en la actualidad. La tesis parte de la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica Poblacional realizada por Díaz y Lorenzano (2014), los modelos más simples utilizados en la biología de la conservación se subsumen en esta teoría, pero esta integración no es tan clara en los modelos pesqueros, por lo que se analizaron tres modelos troncales de esta disciplina. La reconstrucción permitió ubicar a los modelos pesqueros como especializaciones terminales de las especializaciones propuestas en la Teoría de la

Dinámica Poblacional. Además, se propusieron modificaciones a la reconstrucción original de Díaz y Lorenzano (2014) y se desarrollaron especializaciones que los autores señalaron como importantes pero que no fueron por ellos tratadas. Por último, se describieron las publicaciones que generaron una controversia explícita entre las dos disciplinas. El análisis permitió clarificar que, en los aspectos epistémicos, hay una disputa entre modelos científicos pertenecientes a una misma red teórica, así como aspectos no-epistémicos que necesitan ser analizados con otras metateorías.

Indice

Introducción	4
Capítulo 1. <i>La Dinámica de Poblaciones y los modelos pesqueros</i>	10
1.1. Los modelos pesqueros utilizados en pesquerías	13
1.1.1. Modelo de dinámica de biomasa o Modelo de Producción	15
1.1.2. Modelo de Rendimiento por Recluta (Dynamic pool models)	20
1.1.3. Análisis de Población Virtual o Análisis de Cohorte	25
Capítulo 2. La metateoría estructuralista	31
2.1. La familia semanticista	31
2.2. La noción de elemento teórico estructuralista	33
2.3. La noción de red teórica estructuralista	36
Capítulo 3. Reconstrucción de la Teoría de Dinámica de Poblaciones realizada por Díaz y Lorenzano (2014)	39
3.1. El elemento teórico de la teoría: Modelos potenciales (Mp)	39
3.2. Los modelos potenciales parciales Mpp	42
3.3. Las aplicaciones intencionales de la dinámica poblacional	43
3.4. La Red Teórica de la dinámica de poblaciones	44
Capítulo 4. Los modelos pesqueros en la Red Teórica de la Dinámica de Poblaciones	49
4.1. Modelos de dinámica de Biomasa	55
4.2. Modelo de Rendimiento por Recluta (Dynamic pool models)	58
4.3. Modelo Análisis de Población Virtual o Análisis de Cohorte	62
4.4. La controversia sobre la situación de los océanos	65
Conclusión	72
Referencias	80

Agradecimientos

La filosofía siempre me recuerda a Angela. Con la Profesora Angela López de Bustelo, jefe de cátedra de filosofía de la ciencia de la carrera de biología, aprendimos a pensar la ciencia, nos pusimos en contacto con otro lenguaje y nos divertimos en sus clases, es recordada por todos y todas sus alumnos y alumnas por ese amor a la filosofía que sabía transmitir. Ingresé a la cátedra hace mucho tiempo como ayudante alumna, me formé con ella y sigo formándome en filosofía de la ciencia. Nunca desde que empecé a estudiar biología dejó de gustarme la filosofía. Ella estaría feliz de esta tesis y de mi proceso, su generosidad era maravillosa, a ella mi primer agradecimiento.

A la Dra. Ana Parma, directora de mi tesis doctoral y con quien compartimos la pasión por el estudio de las pesquerías. Ana, espero te guste y consideres la tesis como un pequeño aporte a las discusiones actuales con las que lidiamos, otra mirada desde el lado oscuro que es necesario profundizar.

A mis directores Dr. Martín Díaz y Dra. Lucia Federico, quienes casi sin conocerme aceptaron dirigir una tesis que realicé junto con miles de compromiso de mi carrera profesional, con ausencias durante meses, con apuros al final, pero siempre, siempre, Martín y Lucía me recibieron con amabilidad, fueron receptivos, pacientes, me enseñaron mucho, estoy feliz de haberme cruzado con ellos. La tesis nos abrió un campo de trabajo para seguir pensando juntos las controversias científicas en el área de la dinámica poblacional y sus aplicaciones. A ellos un muy especial agradecimiento.

Quisiera agradecer a la Universidad Nacional de Quilmes, ya que para quienes vivimos lejos de los centros urbanos nos da una maravillosa oportunidad en continuar con nuestras formaciones. Antes de la maestría realicé cursos y leí no sistemáticamente, la maestría me ordenó, me permitió conocer las discusiones actuales y aportar a la materia en la que ahora soy auxiliar docente en la Universidad.

Finalmente, quiero agradecer a mi familia por el acompañamiento de siempre. A Pablo por estar siempre, acompañarme, ayudarme cuando quiero aflojar, por considerar siempre mis proyectos como proyectos de familia. A Lola y Emilia, ya más grande que ven a su madre trabajar y estudiar muchas horas al día, les deseo que encuentren la misma pasión que encuentro en mi carrera y mis estudios (aunque como bien dicen ellas, sin trabajar tantassss horas). Formamos una hermosa familia que se apoya y permite el crecimiento individual y colectivo lleno de amorosos tiempos compartidos.

Introducción

La gestión de las pesquerías comienza a desarrollarse después de la primera guerra mundial con las primeras ideas científicas sobre la biología y dinámica de las poblaciones. La historia de la pesca se complejiza muchísimo a partir de la segunda guerra mundial y desde principios de la década de 1970 las pesquerías fueron centro de numerosas conferencias internacionales y centro de atención por la adopción de una serie de instrumentos que reflejaban la creciente preocupación de la sociedad por la insostenibilidad del uso de los ecosistemas y los medios de vida relacionados (Lopez Veiga, 2000).

Desde sus inicios los objetivos de la gestión pesquera se centraron en la maximización de los rendimientos sostenibles de las especies objetivo de cada pesquería. En la década del 1950 la dinámica de poblaciones desarrolló modelos cuantitativos, que fueron usados como base para regular las tasas de mortalidad por pesca a fin de alcanzar esos objetivos. Estos modelos representaban la dinámica de una única especie, y partiendo del supuesto de que la pesca era selectiva respecto de las especies blanco y, para cada una de ellas, del rango de tallas a explotar. A partir de estas evaluaciones se desarrollaron los primeros indicadores centrados en la especie objetivo (FAO, 1999) y comienza un desarrollo importante en las ciencias pesqueras con el objetivo de lograr una explotación sustentable de las poblaciones objeto de las pesquerías.

No obstante, la controversia sobre el estado de las pesquerías es casi inherente a la actividad y data de muchos años atrás cuando Thomas Huxley remarcaba la naturaleza inagotable de las pesquerías marinas. En épocas más recientes, en el año 2003 y posteriormente en 2006, se publican dos trabajos sobre el estado de las pesquerías a nivel mundial que establecen controversias entre los grupos de investigación dedicados a la conservación y los científicos pesqueros (Myers and Worm, 2003; Worm et al., 2006).

Worm et al. (2006) evalúan el estatus, tendencias y soluciones para las pesquerías marinas y encuentran que los ecosistemas marinos están sujetos a un rango de tasas de explotación que resulta en un mosaico de ecosistemas estables, en declive, colapsados y en recuperación. Proponen una reducción de la tasa de explotación a través de varias herramientas de manejo, cuotas individuales y comunales, mayor selectividad de los equipos de pesca, incentivos económicos como las ecoetiquetas y prohibición de la pesca en áreas marinas protegidas.

Asimismo, señalan la necesidad de una nueva cooperación entre biólogos de la conservación y científicos pesqueros.

La respuesta a estas publicaciones fue liderada por Hilborn (2007a), quien señaló que, como en muchos temas de políticas públicas, hay interpretaciones alternativas al conjunto de bases de datos que no suelen ser consideradas en la literatura ecológica. En las pesquerías se han aplicado medidas de manejo que han sido exitosas, como la eliminación de la carrera por el pescado, incentivos para que las flotas cumplan con objetivos sociales y la implementación de reglas formales de captura. Este autor señala que las publicaciones que provienen de la biología de la conservación solo proponen áreas marinas protegidas permanentemente cerradas a la pesca, pero esta propuesta no soluciona el problema de raíz, simplemente trasladan el esfuerzo a otras áreas. Son discutidos también los métodos basados en las estimaciones de capturas, ya que son inconsistentes con los datos basados en la abundancia publicadas en Estados Unidos y en FAO (Hilborn, 2007a).

A raíz de esta controversia el *Nacional Center for Ecological Analysis and Synthesis* (NCEAS) de Santa Bárbara apoyó la formación de un grupo de trabajo dedicado a buscar áreas de coincidencias y disidencias, y a desarrollar enfoques que incorporen las herramientas, objetivos y criterios de las distintas escuelas. El grupo denominado “*Finding common ground in marine conservation and management*” estuvo liderado por Ray Hilborn (University of Washington) y Boris Worm (Dalhousie University) y científicos y científicas de ambas escuelas. Resultados de este trabajo fue un artículo conjunto (Worm, Hilborn, et al., 2009) que revisa el estado de las pesquerías, presenta los problemas actuales en el tema, pero que es mucho más medido en sus conclusiones y no revisa las dos visiones ni discute ambas. El artículo subraya que es importante una nueva cooperación entre biólogos de la conservación y científicos pesqueros lo que redundaría en una mejora en el manejo de los ecosistemas, pero no profundiza en el análisis de la controversia.

En biología de la conservación el objetivo de las investigaciones es minimizar la chance de que una población decline su número de individuos hasta llegar a la extinción. Las ciencias pesqueras tienen como objetivo explotar o cosechar una población a niveles productivos y sustentables. Estos dos campos, conservación y cosecha tienen en común la regulación del tamaño poblacional, lo que parece indicar que estos campos dispares utilizan como teoría principal de la ecología a la dinámica de poblaciones. Sin embargo, estos campos trabajan aisladamente y con relativa autonomía, y han desarrollado construcciones teóricas y modelos

científicos independientes una de la otra (Shea et al., 1998), principalmente desde las ciencias pesqueras con una fuerte impronta cuantitativa.

Desde el terreno de la ciencia pesquera Jennings (2007) señala que es inevitable que algunos científicos vean usos sustentables donde otros ven una presión a la conservación, pero a continuación sostiene que los científicos pueden mantener diferentes puntos de vista sobre el manejo del ambiente y su interés por el tema, pero esto no puede afectar el modo por el cual los resultados de las investigaciones son interpretados y reportados. Desde un plano filosófico, esta afirmación nos remite a la tradición empirista clásica en la que el lenguaje es suministrado por la información obtenida mediante la observación científica, la cual presupone independencia de toda teoría, y así las consecuencias empíricas de dos teorías rivales pueden compararse con el fin de decidir cuál es compatible con la experiencia y cuál no lo es (Lorenzano, 2012a). Como señalan Díez y Lorenzano (2002), existen innumerables elementos esenciales en la ciencia irreductiblemente pragmáticos e históricamente relativos resistentes a ser tratados de manera puramente formal, como pretende la tradición empirista, pero que, a diferencia de lo que la concepción historicista sostiene, pueden ser tratados por un análisis conceptual riguroso.

La controversia sobre la situación de los ecosistemas marinos y las pesquerías se ubicaría bajo el dominio de las teorías de la ecología, en la rama de la ecología de poblaciones y dentro de ella en la dinámica de poblaciones, ya que es la disciplina que intenta responder como se modifica el número o tamaño de una población en el tiempo a partir de determinadas características de las especies y de factores internos y externos a la población (Díaz y Lorenzano, 2014). La dinámica de poblaciones de una sola especie es una de las teorías más básicas y antiguas de la ecología y gran parte de la ecología aplicada se basa en ella. La ordenación de la pesca se ha basado en enfoques de especies individuales, pero desarrolla modelos específicos para la regulación de las poblaciones explotadas. La biología de la conservación utiliza los modelos de la dinámica poblacional reconstruidos por Díaz y Lorenzano (2014), tal cual son recogidos por los manuales canónicos del área como el de Krebs (2009) y Burgman et al. (1993).

Según Hasting (2011) el desarrollo de enfoques apropiados en cuestiones de gestión depende sin duda del desarrollo de una teoría de la dinámica de la población, pero el tema de la dinámica de poblaciones de una sola especie es extremadamente amplio. Si partimos de que las poblaciones no crecen exponencialmente el siguiente paso es incluir los factores que lo impiden. La denso-dependencia es un factor en el contexto de una sola especie, ampliar a

otros factores como depredación, enfermedad o competencia requiere considerar otras especies (Hastings, 2011), y en esta ampliación también es importante considerar los factores antrópicos, poco conocidos en el ámbito de la ecología teórica, e incorporados en la aplicación de la teórica ecológica aún no reconstruidos.

Una de las tareas propuestas de la filosofía de la ciencia, y como parte de tal, la de la concepción estructuralista, consiste en la reconstrucción formal de las teorías científicas (Ginnobili, 2009). Las herramientas formales del estructuralismo permiten explicar las controversias y evaluar los puntos de contacto y las diferencias. Esta comparación entre las reconstrucciones permitirá clarificar los problemas conceptuales y la explicitación de los supuestos fundamentales de las teorías o los modelos utilizados y dilucidar el porqué de la controversia (Ginnobili, 2009; Lorenzano, 2012b; Díaz y Lorenzano, 2014).

Además de arrojar luz al debate científico, el presente proyecto podrá aportar elementos a esta discusión filosófica, reconstruyendo las ecuaciones utilizadas en la evaluación de los ecosistemas por los científicos pesqueros y analizando su relación respecto a la red teórica de la Dinámica de Poblaciones para determinar donde está ubicada la discusión epistemológica. La biología de la conservación se encuentra más anclada a la teoría de la dinámica poblacional, en las ciencias pesqueras con el desarrollo de diferentes modelos esta inclusión es más controversial.

Díaz y Lorenzano (2014) realizaron la reconstrucción formal de la dinámica de poblaciones, esta reconstrucción incorpora los factores que pueden influir en la dinámica poblacional: ambiental, genéticos y bióticos, los factores antrópicos pueden incluirse en los factores ambientales, ya que incluyen aquellas acciones humanas que modifican la dinámica poblacional, pero los factores antrópicos que nos lleva a las aplicaciones práctica de la teoría no han sido considerados por estos autores. Esta inclusión brindaría mayor claridad respecto a donde se dirime la controversia: ¿se integran los modelos propuestos por las ciencias pesqueras a la red Teórica de la Dinámica de Poblaciones?

Ibarra y Larrañaga (2011) reconstruyen, con el mismo instrumental metateórico, algunos de los denominados “modelos” en ecología de poblaciones y los integran a la red de la ecología de población por relaciones de especialización, pero tampoco incluyen los factores antrópicos. Estos autores señalaron que en la ecología de poblaciones es cada vez más usual la construcción de elementos teóricos complejos, pertenecientes a redes diferentes a las preexistentes, lo que ellos denominan constelaciones teóricas. Para estos autores, estas construcciones son una práctica epistémicamente fecunda para llegar a conclusiones robustas

sobre la influencia de determinados factores en la dinámica de las poblaciones naturales. No obstante, esta reconstrucción es controvertible, las constelaciones pueden subsumirse a la red de un único elemento teórico formando una red teórica, como proponen Díaz y Lorenzano (2014):

“Del trabajo y del análisis realizado de la dinámica de poblaciones, podemos concluir en primer término que se identificó una parte central del elemento teórico básico de la Teoría de Dinámica de Poblaciones. Por lo tanto, se pudo establecer el “núcleo común” del que algunos autores hablaban, de modo tal de ver los distintos modelos de esta teoría como

los miembros de una “familia” pertenecientes a una red teórica; o sea, pudiendo obtenérselos como especializaciones dentro de una red teórica, con un elemento teórico básico, y un núcleo teórico en donde se identificaron los modelos potenciales, los modelos (y, para ello, su ley fundamental/principio-guía), los modelos parciales y las aplicaciones intencionales junto con su afirmación empírica. Queda para más adelante identificar sus condiciones de ligadura y vínculos interteóricos” (p. 27)

Es por ello que en el presente trabajó se utiliza la reconstrucción de Díaz y Lorenzano (2014) de la Teoría de la Dinámica de Poblaciones realizada con el instrumental de la metateoría estructuralista y se analiza la controversia entre los biólogos de la conservación y la biología pesquera. La hipótesis es que la metateoría estructuralista permitirá elucidar a qué nivel epistemológico se dan las controversias sobre las diferentes visiones acerca de la situación de los ecosistemas marinos, si se trata de aspectos epistémicos o no epistémicos.

Es por ello por lo que se propone como **objetivo general** de la presente tesis analizar las controversias entre los biólogos de la conservación y los científicos pesqueros en relación con el estado actual de los ecosistemas marinos, a la luz del instrumental provisto por el estructuralismo metateórico.

Para dar respuesta al objetivo anterior se proponen los siguientes **objetivos específicos**:

- Analizar los modelos matemáticos de las ciencias pesqueras y la controversia con el instrumental estructuralista.
- Identificar si los modelos utilizados están incluidos en la clase de los modelos de la Teoría de la Dinámica Poblaciones y si cumplen su ley fundamental.
- Si están incluidos determinar cómo y a qué nivel se incluyen en la red teórica.

- Utilizar el instrumental del estructuralismo metateórico para dilucidar el nivel epistemológico de la controversia entre la biología de la conservación y los científicos pesqueros en relación con el estado de los ecosistemas marinos.
- Señalar posibles abordajes sobre la situación actual de los ecosistemas marinos y sus propuestas de manejo.

Para cumplir con los objetivos propuestos, la tesis se desarrolla en cuatro capítulos. En el capítulo 1 se presenta brevemente la dinámica de poblaciones de una sola especie, interesada en el tamaño de la población y como se modifica a través del tiempo, se presentan sus preguntas y el dominio de la teoría. Se pone especial atención a los objetivos y preguntas de las ciencias pesqueras y aún más atención en el desarrollo de tres modelos pesqueros troncales para su reconstrucción: el modelo de dinámica de biomasa, el modelo de reclutamiento por recluta y el análisis de poblaciones virtuales.

En el capítulo 2 se introduce la metateoría estructuralista, concepción que integra la familia de concepciones semánticas o modelo teórica. La concepción semántica considera que la mejor manera de llevar a cabo una reconstrucción científica es por medio de la noción de modelos. Esta concepción y en particular la metateoría estructuralista ha sido muy fértil en la reconstrucción de teorías científica empíricas

En el capítulo 3 se presenta la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica Poblacional realizada por Díaz y Lorenzano (2014), sus modelos potenciales, sus modelos parciales, las aplicaciones intencionales y la red teórica propuesta con sus cuatro especializaciones.

Por último, en el capítulo 4 se reconstruyen los modelos pesqueros presentados en el capítulo para evaluar su integración en la Teoría de la Dinámica Poblacional.

En las conclusiones se discuten los análisis, se analiza la controversia y se concluye en función de los objetivos propuestos.

Capítulo 1. *La Dinámica de Poblaciones y los modelos pesqueros*

La ecología de poblaciones tuvo sus inicios formales en las primeras décadas del siglo XX, cuando los ecólogos empiezan a investigar lo que Elton (1927) (en Díaz y Lorenzano, 2014) denominó el problema de la población, al referirse al estudio de los patrones de distribución y abundancia de los individuos de una especie en el espacio y/o el tiempo, en relación con las condiciones de existencia. Para hacerlo adoptaron una visión centrada en las poblaciones, mediante la cual intentaban explicar, por medio de ecuaciones matemáticas, su comportamiento a través del tiempo (Díaz y Lorenzano, 2014).

La dinámica de población de una sola especie es una de las partes más básicas y antiguas de la ecología de poblaciones y gran parte de la ecología aplicada se basa en ella. Los enfoques de conservación, incluso aquellos incorporados en la ley de especies en peligro de extinción, se centran en gran medida en especies individuales y en la teoría de la dinámica poblacional (Hasting, 2011). La ordenación de las pesquerías se ha basado en enfoques de una sola especie.

Las poblaciones son definidas como el conjunto de individuos de una misma especie que ocupan un espacio y tiempo particular (Krebs, 2009). La dinámica de poblaciones está interesada en el tamaño de la población (N) y en determinar cómo se modifica el número de individuos o tamaño de la población (ΔN) a través del tiempo y a partir de determinadas características de las especies y de factores externos a la población. Se pregunta ¿cómo se modifica el número de integrantes de una población en el tiempo?, ¿qué procesos pueden modificar el número de individuos de una población? Así la dinámica de poblaciones es el estudio de los cambios en tamaño que sufren las poblaciones biológicas y los factores y mecanismos que los regulan a través del tiempo (Díaz y Lorenzano, 2014).

Hay solamente cuatro procesos capaces de modificar el número de individuos (N) que integran una población. En primer término, hay sólo dos procesos que permiten el crecimiento de una población, éstos son el nacimiento de nuevos individuos o natalidad (B) y la inmigración (I) desde otras poblaciones. Por otro lado, la mortandad (D) y la emigración (E) hacia a otras poblaciones provoca la disminución del tamaño poblacional (Gotelli, 2008; Turchin, 2001; Krebs, 2009). De esta manera, en un lapso de tiempo determinado (ΔT), los cambios observados en tamaño poblacional (ΔN) son debidos exclusivamente al balance de estos cuatro **procesos demográficos** (así denominados a este conjunto de procesos) y no hay

otros mecanismos ecológicos que puedan modificar la cantidad de organismos que integran una población (Díaz y Lorenzano, 2014).

A esta condición Turchin (2001) la menciona como ley de conservación (desde el punto de vista informal), aunque no la contempla como ley general en el desarrollo de su trabajo. Autores como Begon, Townsend y Harper (2006) la mencionan como un hecho ecológico fundamental. Esta “ley” (empírica) o “hecho” queda expresada por alguna de las siguientes ecuaciones:

$$N_{t+1} = N_t + B - D + I - E$$

o

$$\Delta N = B - D + I - E$$

Esta ecuación representa en realidad lo que la teoría quiere explicar: la variación en el tamaño de la población en dos momentos diferentes. N_t representa el tamaño de la población en el instante t (o instante inicial) y N_{t+1} el tamaño de la población en un instante posterior. La unidad de medición que se tome de t depende del tipo de organismos y, por lo tanto, el lapso de tiempo $t+1 - t$ está en función de la población bajo estudio (Díaz y Lorenzano, 2014). La ley de conservación de Turchin (2001) es una ley (o generalización) empírica y todas las poblaciones, sin importar sus características biológicas, se comportan de acuerdo con ella.

Ahora bien, ¿qué afecta la intensidad de los procesos poblacionales? Según los ecólogos, hay un grupo de factores que actúan sobre los procesos y, por lo tanto, tienen un efecto indirecto sobre la dinámica poblacional (Gotelli, 2008; Krebs, 2009). No hay una única clasificación de los factores que afectan a los procesos demográficos. Se los suele dividir en factores externos e internos de la población (Krebs, 2009), o también en factores ambientales, bióticos (ambos externos) y genéticos (internos) (Begon, Townsend y Harper, 2006; Berryman, 2003; Turchin, 2001). No solo no hay consenso en la clasificación, sino en la discusión sobre si son los factores ambientales o los bióticos los máximos responsables de los patrones observados en la naturaleza (Begon, Townsend y Harper, 2006). Cuáles son los factores que regulan las poblaciones es un tema controversial en la historia de la ecología. La controversia está centrada en qué factores son predominantes en la regulación, aquellos factores bióticos que regulan la denso-dependencia como los factores bióticos (predación, enfermedades, parasitismo) o factores ambientales o abióticos tales como el clima u otros factores físicos (Krebs, 2009). Lo cierto es que todo este conjunto de factores influencia en distinta medida a los cuatro procesos poblacionales que determinan el cambio en el número de individuos.

Así, el dominio de la teoría de la dinámica de población de una sola especie es la comprensión y predicción del tamaño de una población a través del tiempo. Como la conservación y la explotación de las poblaciones tienen en común la regulación del tamaño poblacional, todo parece indicar que utilizan como teoría principal de la ecología a la dinámica de poblaciones. Como señala Hasting (2011) gran parte de la ecología aplicada se basa teoría de la dinámica de poblaciones de especies individuales, la gestión de la pesca a menudo se ha basado en enfoques de especies individuales, así como los enfoques de conservación quienes están muy centrados en especies individuales.

Una de las principales aproximaciones en la biología de la conservación es el análisis de viabilidad poblacional (*population viability analysis*) que tiene como objetivo principal evaluar los factores que afectan a la persistencia de las especies. Estos análisis involucran la construcción de modelos poblacionales que evalúan estos factores (Burgman et al., 1993) y ponen el foco en predecir los eventos extremos como la extinción, pero para ellos necesitan de la dinámica poblacional, se sustentan en el conocimiento de la estructura de la población, las tasas de incremento poblacional, la competencia intraespecífica, la denso dependencia y la capacidad de carga (Begon, Townsend y Harper, 2006), todos elementos de la dinámica poblacional reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014). Burgman et al. (1993) en su libro sobre la biología de la conservación presenta los modelos clásicos de la dinámica poblacional: modelos exponenciales (poblaciones maltusianas de la Teoría reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014)), de denso-dependencia (poblaciones Verhulst de esta misma reconstrucción), estructura por edad (poblaciones estructuradas), modelos con estructuras especiales y aspectos de la genética de poblaciones, donde analiza los modelos clásicos y los estocásticos para incluir los análisis de riesgo. Los modelos exponenciales, de denso-dependencia, estructura por edad son considerados en la reestructuración realizada por Díaz y Lorenzano (2014). Krebs (2009) en el capítulo sobre biología de la conservación analiza las causas de las declinaciones poblaciones, ya que en capítulos anteriores modela estas poblaciones con los modelos clásicos de la dinámica poblacional.

En síntesis, todo lleva a suponer que en la reconstrucción de Díaz y Lorenzano (2014) es factible de capturar los modelos más simples usados por los biólogos de la conservación.

En las ciencias pesqueras no es tan clara esta integración, ya que los científicos pesqueros han desarrollado construcciones teóricas y modelos científicos (ecuaciones) que es necesario reconstruir para discutir su lugar dentro de la teoría de la dinámica poblacional. La presente tesis se centra en los modelos pesqueros por su complejidad, con el supuesto de que los

modelos más simples de la biología de la conservación se encuentran subsumidos en la Teoría de la Dinámica Poblacional reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014).

Por otra parte, se ha reconocido la importancia del espacio y la heterogeneidad y la estocasticidad y otros factores para comprender la dinámica de las poblaciones (Begon, Townsend y Harper, 2006; Burgman et al., 1993; Hasting, 2011; Krebs, 2009). Díaz y Lorenzano (2014) también señalan la necesidad de reconstruir y analizar los modelos de variación estocástica que no son considerados en su primera reestructuración.

Tanto la biología de la conservación como las ciencias pesqueras trabajan sobre otros temas diferentes a la dinámica poblacional de una sola especie, aunque esta teoría es un aspecto central en sus desarrollos, en la primera, la protección de la biodiversidad, y en la segunda, el estudio de las dinámicas de las propias pesquerías así como su manejo, son áreas que no se incluyen dentro de la teoría de la dinámica poblacional de una sola especie.

A continuación, con el objetivo de evaluar si los modelos de las ciencias pesqueras se encuentran integrados en la Teoría de la Dinámica Poblacional se presentan los modelos científicos usados en pesquerías y se describen con detalle tres de los modelos troncales, para luego adentrarnos en la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica Poblacional realizada por Díaz y Lorenzano (2014) utilizando las herramientas de la metateoría estructuralista y a la luz de esta reconstrucción se realiza la evaluación de los modelos desarrollados.

1.1. Los modelos pesqueros utilizados en pesquerías

En la ciencia pesquera se suman a las preguntas tradicionales de la dinámica poblacional las preguntas de sus aplicaciones: ¿Cuánto podemos capturar en una pesquería sin poner en riesgo la población?, ¿cómo afecta a la población una fuente de mortalidad extra como la pesca? o ¿cuánto tiempo le lleva a la población recuperarse de una sobrepesca? Cuando las poblaciones son explotadas, en el proceso demográfico mortalidad se contempla entonces no solo la mortalidad natural sino la mortalidad debido a la explotación por pesca.

En ciencias pesqueras se denomina evaluación de stock (*stock assessment*) a la rama que tiene como objetivo la evaluación de las poblaciones para entender cómo afecta la pesca a sus dinámicas poblacionales (Haddon, 2001). Para ello se desarrollaron una variedad de ecuaciones (modelos en término ecológicos) de evaluación. Esta variedad refleja la diversidad de pesquerías para las cuales las ecuaciones de evaluación de stock necesitan ser aplicados, en función de los datos disponibles, y de los supuestos o conocimientos acerca de la dinámica de

la pesquería y del stock. Existen desde supuestos simples y restrictivos, hasta ecuaciones más flexibles que incorporan todos los datos disponibles en un marco estadístico (Magnusson y Hilborn, 2007). El supuesto subyacente es que es posible entender y predecir como las poblaciones responden a diferentes perturbaciones y utilizar estas evaluaciones como insumo para diseñar medidas de manejo con el objetivo de lograr una explotación sostenible de las poblaciones. Estas predicciones no son estáticas y las medidas de manejo deben considerar también la dinámica de la pesquería para comprender como afecta a las especies evaluadas, pero en general uno de los primeros insumos en el manejo pesquero es la evaluación de las poblaciones de peces (Hilborn y Walters, 1992).

La evaluación de poblaciones o de stock asume que es posible conocer atributos cuantitativos de esta población que nos permite conocer su potencial producción, entendido como el tamaño poblacional calculado como número de individuos o biomasa total. La biomasa se refiere a la abundancia del stock en unidades de peso y puede ser calculada a partir del número de individuos y sus pesos promedio (en general peso promedio de la edad) o por métodos directos a partir de campañas de investigación. Los modelos de evaluación (ecuación) predicen como uno o más de estos atributos se modifican en el tiempo en respuesta a la pesca (en ecología en general se denominan modelos a las ecuaciones matemáticas (Díaz, 2021)).

Estos modelos pueden ser descriptos y clasificados de diferentes maneras (Hoggarth et al., 2006), pero existen dos grandes ramas, denominadas modelos de biomasa y modelos estructurados por edad. En los modelos estructurados por edad se encuentran los modelos de rendimiento por recluta, el análisis de poblaciones virtuales y el análisis de cohorte, todos ellos consideran la estructura por edades de las poblaciones explotadas. Hilborn y Walters (1992) señalan al modelo de biomasa o modelo de producción como el más simple y el más utilizado, desde este modelo pueden existir cuatro extensiones del mismo, el primero los modelos estructurados por edad, para lo cual se requiere conocer la estructura genética de las poblaciones objeto de las pesquerías, y señalan otras tres posibles extensiones del modelo de biomasa, los modelos que incorporan la dinámica de las flotas, procesamiento y comercialización, aquellos que incorporan las interacciones con otras especies y el ambiente y los modelos que incorporan representación espacial de la estructura del stock.

Los modelos pesqueros que se utilizan en las distintas pesquerías se seleccionan en función del tipo de poblaciones bajo estudio y de la información disponible, la recolección de datos en

las ciencias pesqueras es un tema central, contar con datos y recursos humanos para implementar los modelos no es un aspecto menor del manejo de las pesquerías.

A continuación, se describe el modelo de biomasa y se desarrollan dos modelos estructurados por edad, el modelo de rendimiento por recluta y el modelo de poblaciones virtuales, los cuales serán analizados con la metateoría estructuralista para evaluar si se enmarcan o no dentro de la Teoría de la Dinámica de Poblaciones.

1.1.1. Modelo de dinámica de biomasa o Modelo de Producción

Este modelo parte de una población cerrada, condicionada solo por los procesos poblacionales B y D la cual cambia según esta ecuación:

$$\frac{dN}{dt} = (B - D)N$$

A la diferencia entre B y D se la denomina r , tasa de cambio poblacional o crecimiento per cápita de la población. Esta tasa es una constante y es asumida independiente del tamaño poblacional N y considera un crecimiento exponencial de la población y recursos ilimitados. Pero los recursos son limitados y lo que se observa es que a partir de un determinado tamaño poblacional denominado K comienza a desacelerarse el crecimiento y a hacerse nulo. Esta constante puede leerse como capacidad de carga del ambiente, es el máximo tamaño poblacional que puede soportar el ambiente, y puede indicar recursos limitantes, disponibilidad de espacio, alimento y/o refugio, entre otros (Gotelli, 2008) pero la desaceleración del crecimiento poblacional por los recursos limitados ocurre por una competencia intraespecífica, o fenómeno conocido como denso-dependencia. Así, el cambio poblacional va a depender, de los procesos demográficos B y D y de la capacidad de carga del sistema K expresada como número de individuos que puede soportar el sistema.

En la Teoría de Dinámica Poblacional se considera que, si existe una variación continua logística con dependencia lineal entre B , D y N_t , con capacidad de carga que limita el crecimiento poblacional, es posible especificar la forma matemática de la dinámica poblacional:

$$\frac{dN}{dt} = (B - D)N\left(1 - \frac{N}{K}\right) = rN\left(1 - \frac{N}{K}\right)$$

Esta ecuación introducida por Verhulst en 1838 es llamada ecuación logística de crecimiento y es la ecuación más simple de crecimiento poblacional en un ambiente con recursos limitados. El modelo logístico señala que hay una aceleración del crecimiento antes de que exista una regulación denso-dependiente. El crecimiento se desacelera hasta llegar a un crecimiento máximo, cuando $N = K/2$. Después de lo cual los factores poblacionales (o abióticos según se considere uno u otro que afectan K) desaceleran la tasa de crecimiento y la población lleva a un tamaño poblacional asintótico, el valor de K .

En este modelo la abundancia total de una población no explotada tiende a aumentar con el tiempo hacia su capacidad de carga, K , con una tasa absoluta no constante. La tasa de cambio r , es pequeña cuando la abundancia es pequeña, aumenta cuando la abundancia crece y vuelve a ser pequeña cuando la abundancia se acerca a la capacidad de carga (Figura 1). Pueden producirse cambios, incluso reducciones, debido a fluctuaciones de los factores naturales, pero, en cualquier caso, la tendencia siempre será un aumento hacia su capacidad de carga.

Los modelos de dinámica biomasa, llamados también modelos de producción o modelos de producción excedente, consideran que una población mantiene su producción máxima en la mitad de la curva por lo que es posible capturar el excedente (en número de ejemplares o en peso) para mantener la población en el tiempo a su producción máxima (Figura 1). Este concepto ha sido la base del manejo de los recursos desde 1930.

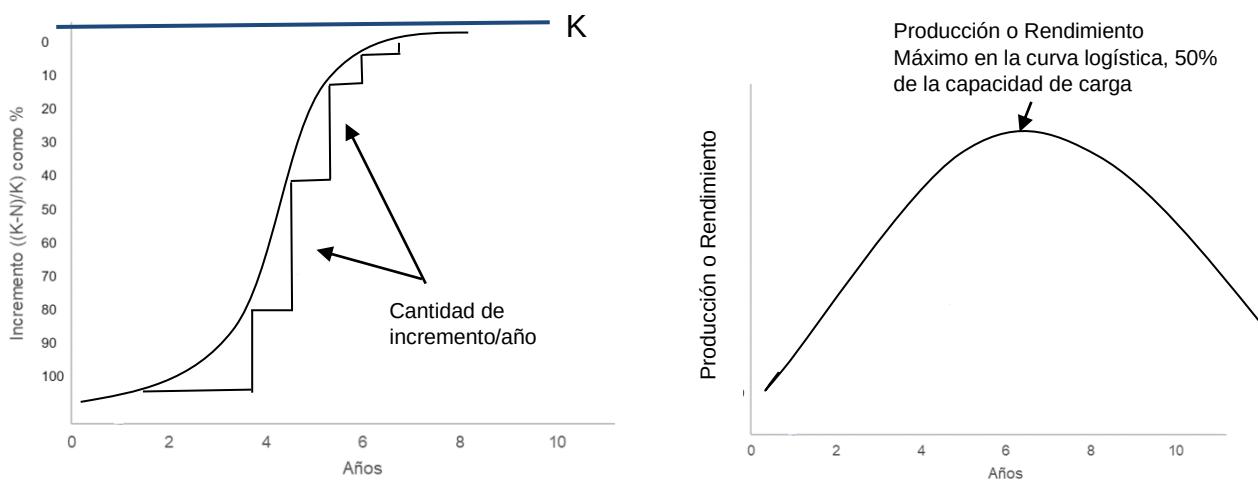


Figura 1. Cambios en el crecimiento poblacional hasta llegar al valor de capacidad de carga K . La cantidad de incremento por año es la producción máxima que podría ser tomado sustentablemente por la pesquería. De acuerdo con este modelo esta producción o rendimiento máximo es obtenido a la mitad de la capacidad de carga.

Fuente: Krebs 2009.

En pesquerías se supone que la evolución de la dinámica poblacional, medida en peso (biomasa) o en número de individuos, puede relacionarse con el esfuerzo pesquero y seguirse en el tiempo. A partir de esta consideración a la ecuación logística de la Teoría de la Dinámica Poblacional se le suma una fuente de mortalidad, la mortalidad por pesca, F , es decir, lo que se remueve de la población por la pesca, es una variable de la actividad antrópica, un factor ambiental externo a la población, por lo cual no está afectada por factores poblacionales como B y D y por eso no se multiplica en el factor $(1 - \frac{N_t}{K})$, D es llamada en estos modelos mortalidad natural (M):

$$\frac{dN}{dt} = (B - D)N \left(1 - \frac{N}{K}\right) = rN \left(1 - \frac{N}{K}\right) - F$$

En 1954 Schaefer propone, basado en un trabajo anterior de Graham en 1935, este modelo en términos de biomasa (refiere al tamaño de las de poblaciones en peso y no en número de individuos):

$$\frac{dB}{dt} = rB \left(1 - \frac{B}{K}\right) - F$$

La tasa de mortalidad por pesca, F , es la tasa al que los ejemplares son removidos de la población por la pesca. F y M forman conjuntamente la tasa de mortalidad total Z . Esta tasa de mortalidad por pesca es utilizada en todos los modelos de evaluación de stock.

Posteriormente Pella y Tomlinson en la década del 60 presentan el primer método que ajusta una serie de tiempo y Walter, Hilborn y Schnute en la década del 70 presentan los métodos de regresión para la estimación de los parámetros a partir de ecuaciones discretas. Posteriores estudios suman análisis cuantitativos para evaluar la *performance* de estos modelos (Hilborn y Walters, 1992).

Estos modelos suponen que B y D ocurren continuamente, sin embargo, para poblaciones con ambientes estacionales o cohortes discretas un modelo logístico discreto puede ser apropiado:

$$N_{t+1} = N_t + (B - D)N_t \left(1 - \frac{N_t}{K}\right) = N_t + rN_t \left(1 - \frac{N_t}{K}\right)$$

Walter y Hilborn (1992) utilizan la ecuación diferencial del modelo de Schaefer para proponer una ecuación discreta donde la abundancia poblacional se mide en biomasa:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - \frac{B_t}{K}) - FB_t$$

En términos pesqueros la mortalidad por pesca por la Biomasa en el tiempo t es la captura. Además, la mortalidad por pesca se construye a partir de dos parámetros pesqueros, q y E , donde q es el parámetro de capturabilidad y E es el esfuerzo pesquero:

$$C_t = FB_t = qE_tB_t$$

El esfuerzo pesquero es la medida de intensidad de las operaciones de pesca, depende del tipo de pesquería (arte) y con frecuencia, del tipo de información disponible: número de barcos, número de anzuelos, horas de arrastre, etc. En tanto q describe la efectividad de cada unidad de esfuerzo pesquero, es la fracción del stock capturada por una unidad de esfuerzo. La capturabilidad se ve afectada por la disponibilidad de los peces. Así, determinadas circunstancias climáticas concretas pueden aumentar o disminuir la disponibilidad de los peces. Esto conduciría a un aumento (descenso) de la capturabilidad y por tanto a un aumento (descenso) de la tasa de mortalidad por pesca con el mismo esfuerzo de pesca¹.

Si la Biomasa máxima que podría tomarse en ausencia de pesca es $K/2$, entonces la Captura Máxima Sostenible se obtiene reemplazando B_t por $K/2$, esta captura es llamada Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) o captura (C_t) en las siguientes ecuaciones:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - \frac{B_t}{K}) - C_t$$

$$C_t = rB_t(1 - \frac{B_t}{K}) = rB_t - r\frac{B_t^2}{K}$$

$$C_t = r(K/2) - r\frac{(K/2)^2}{K} = rK/2 - rK/4 = rK/4$$

El interés de las ciencias pesqueras es obtener estos valores para definir una captura sostenible de la población explotada. Esta Captura Máxima o Rendimiento Máximo Sostenible se obtiene a una mortalidad por pesca o tasa de captura de $r/2$:

$$F = C_{max}/B_{max} = (rK/4)/(K/2) = r/2$$

¹ <chrome-extension://efaidnbmninnibpcapjcgclclefindmkaj/https://www.iccat.int/documents/scrs/other/glosario.pdf>

Este modelo supone una relación entre el esfuerzo pesquero y la captura para calcular el esfuerzo a la cual es posible capturar ese rendimiento máximo sostenible (Figura 2).

El rendimiento máximo sostenible, RMS, es «el mayor rendimiento teórico de equilibrio que puede extraerse de forma continua (en promedio) de una población en las condiciones ambientales existentes sin afectar significativamente al proceso de reproducción» (Cochrane, 2005). La mortalidad por pesca que produciría este rendimiento se denomina como F_{MSY} . La B_{RMS} es entonces el tamaño de la población en biomasa que produciría el RMS. En el caso del modelo de producción de Schaefer es la mitad del tamaño de la población sin pescar. Los puntos de referencia de RMS tienen una prioridad especial debido a su prominencia en la legislación pesquera internacional. El RMS se incluyó específicamente en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar de 1982.

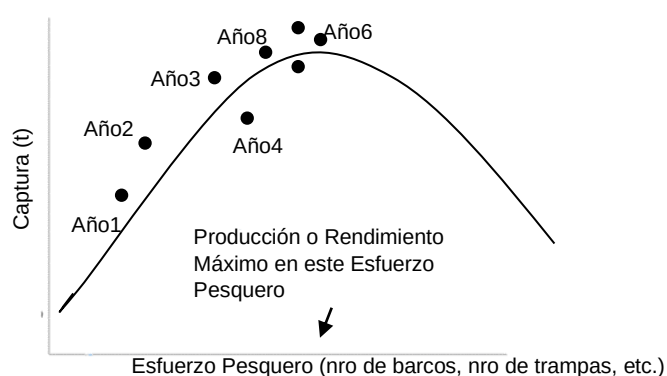


Figura 2: Relación entre el esfuerzo total y la captura total en una pesquería. La parábola representa el modelo logístico ajustado a estos datos. Adaptado de Krebs 2009.

Uno de los casos emblemáticos de uso de los modelos de biomasa se dio en la pesquería de anchoveta (*Engraulis ringens*), una especie de las costas de Perú y norte de Chile que se distribuye en áreas de surgencias (y por lo tanto muy productivas) en el Pacífico. Esta pesquería se desarrolló en 1955 siendo la mayor pesquería del mundo hasta 1972. El modelo de biomasa predijo la relación entre esfuerzo y captura y se realizaron recomendaciones de máximos sustentables, al que se le resto el consumo por las colonias de aves marinas. En 1972 cambios en las condiciones ambientales del fenómeno del Niño generaron un colapso de la pesquería que cerró hasta 1985, las capturas se recuperaron recién en 1990. Aquí la crítica fue haber considerado el máximo sustentable y no valores menores, como son las referencias actuales, y la evaluación de los supuestos del modelo, como considerar que las condiciones no

cambian, el modelo fue revisado, pero se alertó a partir de allí las consideraciones que tienen que acompañar a los modelos para que el manejo de la pesquería sea sustentable en el tiempo (Hilborn y Walters, 1992; Krebs, 2009).

1.1.2. Modelo de Rendimiento por Recluta (Dynamic pool models)

Propuesto por Beverton and Holt en 1957 tiene como objetivo evaluar la producción (captura en peso) a determinadas tasas de captura, pero dependiendo de la edad de la primera captura. Es el modelo más sencillo de un modelo estructurado por edades (Haddon, 2001; Krebs, 2009). Este modelo denomina cohorte o clase anual o generación a un grupo de individuos nacidos en el mismo lugar de desove y en la misma estación (Cadima, 2003). Asume que no hay inmigración o migración en la población, es decir se trata de una población cerrada.

Asume, al igual en el modelo exponencial, una mortalidad natural (M) constante para todas las edades e independiente de la densidad e incorpora, al igual que el modelo anterior, otra fuente de mortalidad distinta a M , la mortalidad por pesca (F), que se asume, al igual que M , independiente de la edad y constante para todas las edades a partir de la edad de primera captura.

Suma dos parámetros más: el crecimiento y el reclutamiento. Se denomina reclutamiento a los organismos que ingresan a la pesquería, ya sea de un área de cría o a partir de una edad o tamaño en que es posible ser capturados por las artes de pesca, a partir de allí estos individuos crecen, desovan (una o varias veces) y mueren (Cadima, 2003). En el modelo exponencial se consideran los nacimientos, en este modelo se considera los supervivientes de esos nacimientos que ingresan a la pesquería y son posibles de capturar (Figura 3).

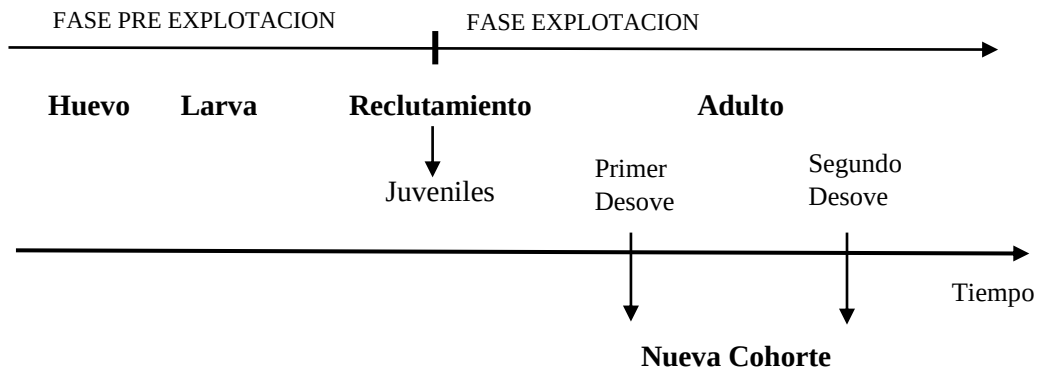


Figura 3. Ciclo de vida de una cohorte. Fuente: Calima 2003.

En pesquerías las fases de la vida de una cohorte que precede al reclutamiento son importantes en el ciclo de vida, pero no están sujetos a explotación y la variación de su abundancia depende de la mortalidad natural y los factores ambientales que la afecten, pero no depende de la mortalidad generada por la pesca, ya que los individuos no pueden ser capturados por las artes de pesca antes del reclutamiento a la pesquería (Figura 4).

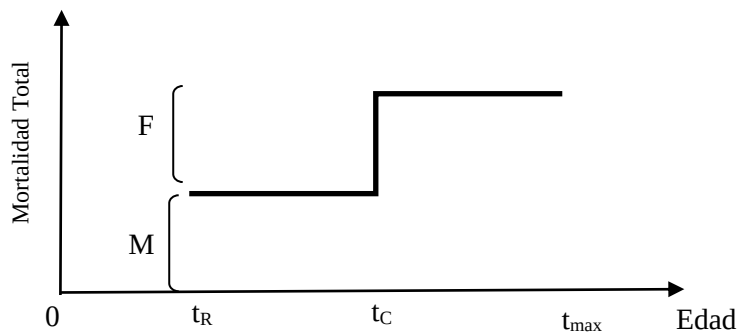


Figura 4. Diagrama que representa los supuestos sobre las mortalidades del modelo de rendimiento por recluta: t_R edad de reclutamiento, t_C edad de la posible captura y t_{max} edad máxima de la población. El modelo no considera la dinámica de los individuos más jóvenes que t_R simplemente asume que hay R reclutas que entran al stock cada año. M es la mortalidad natural y F la mortalidad por pesca, ambas constantes. Fuente: Haddon 2001.

En el modelo de rendimiento por recluta se modela una única cohorte, y se supone entonces un modelo exponencial donde la tasa de crecimiento de una cohorte es negativa e igual a $M+F$ (es decir, hay un decrecimiento en número de individuos a medida que la cohorte envejece):

$$N_{t+1} = N_t e^{-(M+Ft)}$$

N_t es el número de individuos a una determinada edad y N_{t+1} es el número de individuos de esa cohorte al año siguiente. F_i es la tasa instantánea de mortalidad por pesca, la cual es cero antes de la edad t_c y constante en todas las edades después de esa edad.

Esta ecuación solo describe los cambios en términos de números, pero nos interesa saber cómo son esos cambios a diferentes edades de primera captura y a diferentes niveles de F , así de esta ecuación principal que determina la dinámica poblacional de la especie explotada surgen las siguientes derivaciones que permiten calcular distintas variables a partir de las cuales se diseñan las estrategias de manejo que permiten explotar sustentablemente la población.

Obtengo primero el número de muertos por pesca que será la diferencia entre un año y otro, como supongo un modelo exponencial negativo (recordemos que trata solo de una cohorte) el número de muertos será:

$$N_z = N_{t+1} - N_t = N_t - N_t e^{-(M+Fi)} = N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$$

Pero el número de muertos por la pesca a una determinada edad será de ese total de muertos la proporción de muertos por pesca (es decir el número de individuos capturados):

$$N_c = \left(\frac{F_i}{F_i + M}\right) N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$$

Entonces la producción de esa cohorte será la sumatoria de los capturados a las distintas edades por el peso medio de esa edad (obtenida a partir del modelo de crecimiento que mejor ajuste a la población bajo estudio) si variamos la edad de la primera captura la producción se modifica (Tabla 1), en este modelo se denomina Y a la producción o rendimiento medido en términos de biomasa

$$Y = \sum_{t=t_c}^{\infty} N_c w_t$$

Tabla 1: Cálculos de la producción a diferentes edades de primera captura. Fuente: Haddon 2001.

Edad	Peso medio por edad (wt)	N_t	N_c	Captura en peso
0	-	1000		
1	w_1	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	$N_c = (\frac{F_i}{F_i + M})N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$	N_c*wt
2	w_2	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	$N_c = (\frac{F_i}{F_i + M})N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$	N_c*wt
3	w_3	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	$N_c = (\frac{F_i}{F_i + M})N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$	N_c*wt
				Total Producción: Sumatoria

Edad	Peso medio por edad (wt)	N_t	N_c	Captura en peso
0	-	1000		
1	w_1	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	0	0
2	w_2	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	$N_c = (\frac{F_i}{F_i + M})N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$	N_c*wt
3	w_3	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	$N_c = (\frac{F_i}{F_i + M})N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$	N_c*wt
				Total Producción: Sumatoria

Edad	Peso medio por edad (wt)	N_t	N_c	Captura en peso
0	-	1000		
1	w_1	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	0	0
2	w_2	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	0	0
3	w_3	$N_{t+1}=N_t*exp(-M+F)$	$N_c = (\frac{F_i}{F_i + M})N_t(1 - e^{-(M+Fi)})$	N_c*wt
				Total Producción: Sumatoria

Modificando la edad de la primera captura se obtiene entonces diferentes curvas de producción (Figura 5).

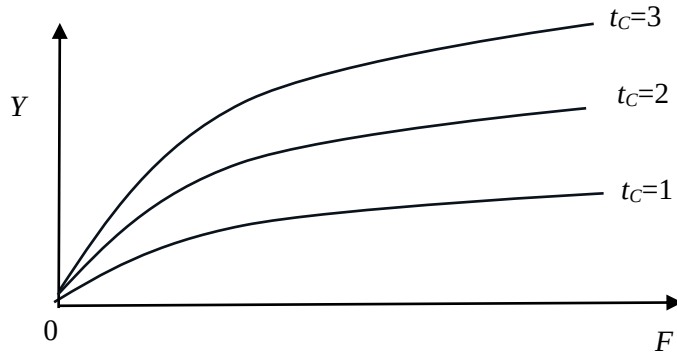


Figura 5: Producción a diferentes edades de primera captura y a diferentes valores de mortalidad por pesca.

Fuente: Haddon 2001.

Finalmente, la producción es la esperada a partir de un determinado reclutamiento, para generar un estricto cálculo de rendimiento por recluta y suponiendo además reclutamiento constante se divide la producción por el reclutamiento inicial:

$$\frac{Y}{R} = \sum_{t=t_c}^{\infty} N_c w_t$$

El modelo permite calcular Y/R con diferentes datos de entrada para los distintos parámetros, tales como F y t_c y evaluar que efecto tienen los diferentes valores de entrada sobre el rendimiento por recluta de la especie que se investiga. Estos dos parámetros son los que puede ser controlados por las administraciones pesqueras ya que F es proporcional al esfuerzo pesquero y t_c la edad de la primera captura que depende de la selectividad del arte de pesca.

Así a diferentes tasas de mortalidad por pesca (F_i) y diferentes Y/R es posible obtener la tasa de mortalidad por pesca por la cual se obtiene el máximo rendimiento por recluta, F_{max} (cuando la pendiente de la curva es cero), pero se recomienda establecer la tasa de mortalidad por pesca en 0,1 ($F_{0.1}$), este punto es aquel que determine una pendiente igual al 10% de la pendiente inicial (Figura 6).

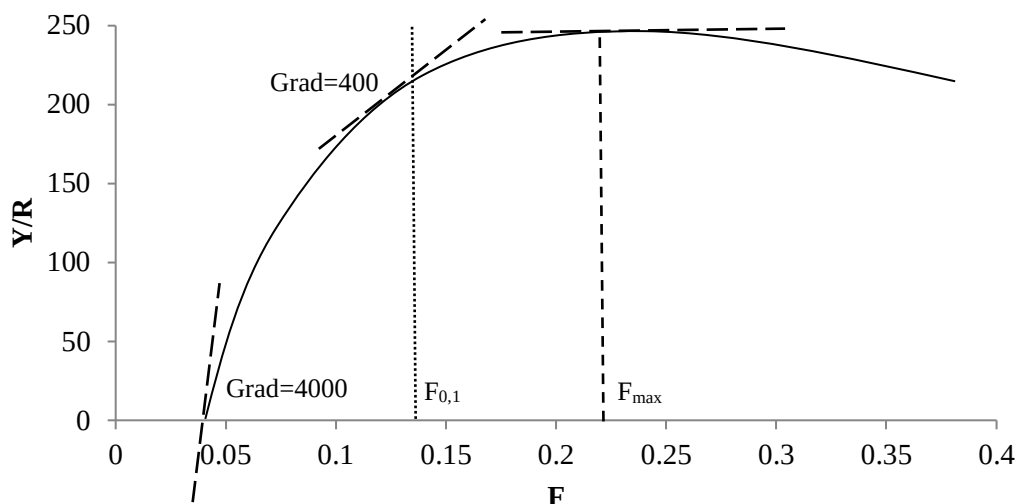


Figura 6: Esquema del concepto de mortalidad por pesca $F_{0.1}$, la cual es la mortalidad donde el gradiente de la curva del modelo de rendimiento por recluta es el 10% del origen, F_{max} es la mortalidad que predice el más alto rendimiento por recluta (gradiente 0). Fuente: Haddon 2001.

Este método fue utilizado en Australia en una pesquería de camarón de la especie *Penaeus merguensis* en el golfo de Carpentaria. Es una especie de vida corta y los individuos se reclutan a la pesquería siendo muy pequeño. El mejor precio para esta especie es obtenido con ejemplares grandes, por lo que sería una mala decisión económica iniciar la captura de camarón muy temprano. Aunque por las características de la especie se considera que las variaciones de capturas dependen del reclutamiento y no del esfuerzo pesquero, con el supuesto de que a pesar de altas mortalidades por pesca siempre habrá suficientes camarones que provean un buen reclutamiento los años subsiguiente, se realizó un modelo de rendimiento por recluta para determinar el óptimo rendimiento por recluta, en este caso, el óptimo tamaño de los individuos y no la edad, y se determinó el esfuerzo pesquero que asegure que los animales alcancen el tamaño óptimo (en lugar de la edad de la captura) para ser pescados (Haddon, 2001).

1.1.3. Análisis de Población Virtual o Análisis de Cohorte

Es el corazón de muchos modelos de evaluación cuando el dato de captura por edad está disponible (Hilborn y Walter, 1992). Asume que no hay inmigración o migración en la población, es decir se trata de una población cerrada. En este modelo es necesario conocer los números por edad en la captura para cada año de explotación y así observar en una serie de

tiempo de datos estructurados por edades la progresión de las clases anuales. Para los objetivos de evaluación de stock es necesario conocer también el esfuerzo pesquero y un índice de abundancia relativa en el tiempo. El análisis de población virtual considera a las poblaciones desde una perspectiva histórica, una vez conocida la historia, resulta más sencillo predecir las futuras capturas, una de las principales tareas de las ciencias pesqueras.

En este modelo cada cohorte es analizada por separado, por eso otro nombre que recibe es análisis de cohorte, se basa en una simple relación para cada cohorte, a diferencia del modelo anterior, F es distinto para cada edad, pero al igual que el modelo anterior cada cohorte disminuye siguiendo esta ecuación:

$$N_{t+1} = N_t e^{-(M+Fi)}$$

Es decir que $e^{-(M+Fi)}$ es la tasa de supervivientes de una población que sobrevive de un año a otro y puede ser expresada como

$$\frac{N_{t+1}}{N_t} = e^{-(M+Fi)}$$

Los supervivientes en número año a año son:

$$N_t - N_{t+1} = N_t - N_t e^{-(M+Fi)} = N_t (1 - e^{-(M+Fi)})$$

Al igual que en el modelo anterior a partir de esta dinámica se derivan cálculos necesarios para el diseño de la estrategia de manejo.

La captura es la proporción debido a la pesca de esta totalidad de muertes, es decir, del total de muertes cuantos mueren por pesca:

$$C_t = \frac{F_i}{M + F_i} N_t (1 - e^{-(M+Fi)}) = \frac{F_i}{M + F_i} (N_t - N_{t+1})$$

En este modelo se reemplaza el valor de F_i que se despeja de la primera ecuación. Al igual que los modelos anteriores F es la tasa de mortalidad por pesca, tasa al que los ejemplares son removidos de la población por la pesca:

$$N_{t+1} = N_t e^{-(M+Fi)}$$

$$\frac{N_{t+1}}{N_t} = e^{-(M+Fi)}$$

$$\frac{N_{t+1}}{N_t} = e^{-M} e^{-Fi}$$

$$\frac{N_{t+1}}{N_t} e^{-M} = e^{-F_i}$$

$$\ln \left(\frac{N_{t+1}}{N_t} e^{-M} \right) = \ln(e^{-F_i})$$

$$\ln \left(\frac{N_{t+1}}{N_t} e^{-M} \right) = \ln(e^{-F_i})$$

$$-\ln \left(\frac{N_{t+1}}{N_t} \right) - M = F_i$$

Reemplazando F obtenemos la ecuación central del modelo

$$C_t = \frac{-\ln \left(\frac{N_{t+1}}{N_t} \right) - M}{M - \ln \left(\frac{N_{t+1}}{N_t} \right) - M} (N_t - N_{t+1})$$

$$C_t = 1 - \frac{M}{-\ln \left(\frac{N_{t+1}}{N_t} \right)} (N_t - N_{t+1})$$

$$C_t = \left[1 - \frac{M}{\ln(N_t) - \ln(N_{t+1})} \right] (N_t - N_{t+1})$$

Hasta aquí se presentan los pasos detallados desde la ecuación de la dinámica poblacional a los efectos de entender cómo se llega a los cálculos que precisa el biólogo pesquero, esa captura que deberá recomendar.

Esta ecuación no permite una simple solución, debe ser resuelta por métodos iterativos. El término $N_t - N_{t+1}$ es el total de pérdida durante el año, el lado derecho es $F/(F+M)$ o el total de mortalidad debido a la pesca.

Hay dos soluciones al problema, las actuales computadoras pueden resolverla por iteración sin problema por el método de Newton, la segunda alternativa fue propuesta por Pope en 1972 (Haddon 2001; Hilborn y Walters 1992).

Este modelo asume que no hay animales vivos a una cierta edad, es decir, que en la última clase de edad toda la cohorte morirá y que a partir de allí pueden reconstruirse todas las cohortes hacia atrás calculando el número por edad desde los datos de captura y estimar la mortalidad por pesca.

Una de las soluciones son los modelos de captura por edad, y otro posible es realizar una estimación independiente de la mortalidad por pesca de las cohortes que están siendo pescadas y estimar N_t a partir de los datos de captura:

$$C_t = N_t \left(\frac{F_t}{F_t + M} \right) (1 - e^{-(M+F_t)})$$

Estas estimaciones independientes de F son conocidas como supuesto terminal de F y genera mejores estimaciones de números por edad en las matrices del modelo. En este modelo también la mortalidad natural es conocida y constante, pero a diferencia del modelo anterior F no es constante para todas las edades y este modelo permite predecir la mortalidad por pesca para cada edad.

El ejemplo desarrollado por Sparre y Venema en 1995 (en Haddon, 2001) del análisis de población virtual del merlán o plegonero *Merlangius merlangus* del Mar del Norte ayuda a entender este método. En esta población se conocen el número de individuos capturados por grupos de edad en toda la pesquería comercial para el periodo 1974 a 1980 (Tabla 2).

Tabla 2: Capturas anuales en números de ejemplares por grupos de edad del merlán o plegonero del Mar del Norte, valores expresados en millones de ejemplares (ICES, 1981). Fuente: Sparre and Venema 1995

Año / edad t	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
0	599	239	424	664	685	478	330
1	678	860	431	1004	418	607	288
2	1097	390	1071	532	335	464	323
3	275	298	159	269	203	211	243
4	40	54	75	32	69	86	80
5	6	9	13	18	8	25	31
6	1	8	3	5	5	3	8
7	6	0	0	0	1	1	1

Los cálculos empiezan desde la parte inferior, grupo de edad 6 y 7, si la captura fue de 8 millones y la mortalidad natural es 0,2, se podría calcular cuantos peces tiene que haber en el mar el 1 de enero de 1980 ($N_{1980,6}$) para permitir la captura de merlán de 8 millones, si suponemos una F inicial de 0,5, el tiempo $t+1$ y t es un año:

$$C(1980,6,7) = N(1980,6) \left(\frac{0,5}{0,5 + 0,2} \right) (1 - e^{-(0,7)})$$

Entonces $N(1980,6) = 22,2$ millones

Luego, como conocemos el número de sobrevivientes al 1 de enero de 1980, cantidad que es igual al número de peces a finales de 1979, se puede calcular cuántos merlanes debe haber en el mar el 1 de enero de 1979, pero ahora calculando la mortalidad por pesca para ese año:

$$C(1979,5,6) = N(1979,5) \left(\frac{F}{F + 0,2} \right) (1 - e^{-(0,2+F)})$$

y

$$N(1979,5) = N(1980,6) e^{(0,2+F)}$$

Reemplazamos $N(1979,5)$ en la ecuación anterior y con los valores de captura y $N(1980,6)$ conocidos:

$$C(1979,5,6) = N(1980,6) e^{(0,2+F)} \left(\frac{F}{F + 0,2} \right) (1 - e^{-(0,2+F)})$$

$$25 = 22,2 e^{(0,2+F)} \left(\frac{F}{F + 0,2} \right) (1 - e^{-(0,2+F)})$$

Y nos queda una ecuación en la que la única incógnita es F , resolviéndola iterativamente tendremos un valor de F para esa edad de captura, en este caso $F = 0,696$, a partir de la cual estimamos el número de peces que componen el grupo de edad 5 al 1 de enero de 1979:

$$N(1979,5) = N(1980,6) e^{(0,2+0,696)}$$

$$N(1979,5) = 22,2 e^{(0,896)}$$

Y así podemos retro calcular cada clase de edad retrocediendo en el tiempo, estimando el número de sobrevivientes y la mortalidad por pesca de cada grupo de edad (Tabla 3). Estos datos pueden ser transformados en biomasa al igual que en el modelo anterior multiplicando el número de individuos por el peso promedio por edad (Tabla 3).

Tabla 3: Resultados del análisis de población virtual para la cohorte de 1974 del merlán o plegonero del Mar del Norte, valores expresados en millones de ejemplares. Fuente: Haddon 2011.

Grupo de edad	Año	Individuos capturados en año (dato de la pesquería)	Mortalidad por pesca en el año	Sobrevivientes al primero de enero del año (en nro. de individuos)
0	1974	599	0,16	4390
1	1975	869	0,37	3054
2	1976	1071	1,11	1729
3	1977	269	0,99	465
4	1978	69	0,76	142

5	1979	25	0,70	54,4
6	1980	8	0,50	22,2

Este modelo supone mortalidad natural M determinada en investigaciones independiente, pero en realidad, en la mayoría de los casos se desconoce. La confiabilidad del modelo depende del tamaño de M en relación a F . A menudo la estimación de M es una conjetura, pero si es pequeña en comparación con F puede no importar que este bien estimada (Haddon, 2001).

El modelo de población virtual sirve para analizar datos históricos con el fin de estimar los parámetros de la población. El objetivo final de la estimación es determinar la estrategia de pesca óptima, es decir, la serie de F por edades o el llamado patrón de captura, que a largo plazo da el rendimiento más alto del stock que se estudia (Haddon, 2001).

En esta sección se desarrollan tres modelos utilizados ampliamente en pesquerías para evaluar los stocks pesqueros y que brindan herramientas para el manejo pesquero. En el modelo de biomasa determinando los rendimientos máximos permisibles, en el caso del modelo de rendimiento por recluta estableciendo la mortalidad por pesca para obtener el máximo rendimiento por recluta, manejando también la edad de la primera captura, y el modelo de análisis de poblaciones virtuales reconstruyendo la historia de las cohortes en la pesquería para predecir futuras patrones de explotación, es decir, mortalidades por pesca a las distintas edades; este último modelo es la base de otros con variaciones a partir de él.

Existe además modelos que evalúan la relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento que no fueron evaluados, no obstante, los parámetros en estos modelos son iguales a los del modelo de estructura por edad. Tampoco fueron evaluados los modelos de crecimiento que permiten obtener el valor de peso media a una determinada edad o talla.

Estos tres modelos presentados permitirán establecer donde y como se ubican en la Teoría de la Dinámica de Poblaciones. A continuación, se presenta el instrumental de la metateoría estructuralista para adentraron en la reconstrucción realizada por Díaz y Lorenzano (2014) y se analizarán a continuación los modelos pesqueros presentados para responder si se encuentran estos modelos de evaluación dentro de las cuatro líneas de especialización propuestas por Díaz y Lorenzano (2014) en la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica de Poblaciones, o bien es necesario ampliar la red o bien no forman parte de esta Teoría.

Capítulo 2. La metateoría estructuralista.

2.1. La familia semanticista

La concepción estructuralista integra la familia de concepciones semántica o modelo teórica. Esta familia modelo teórica se postuló en los años treinta, aunque su despegue y desarrollo se dió a partir de los ochenta (Díez y Lorenzano, 2002).

Toda la familia comparte el espíritu formalista del período clásico de la filosofía de la ciencia, la familia semántica concuerda en que para efectuar una labor de reconstrucción el mejor instrumento que la filosofía de la ciencia dispone es la lógica y/o la matemática. Pero a diferencia del período clásico, la concepción semántica considera que la mejor manera de llevarlo a cabo es por medio de la noción de modelo (Ginnobili, 2009).

Así, el slogan del enfoque semántico es el siguiente: presentar una teoría no es presentar una clase de axiomas, presentar una teoría es presentar una clase de modelos. Un modelo, en su acepción informal mínima, es un sistema o estructura que pretende representar, de manera más o menos aproximada, un trozo de la realidad, constituido por entidades de diverso tipo, que realiza una serie de afirmaciones, en el sentido de que en dicho sistema pasa lo que las afirmaciones dicen o, más precisamente, las afirmaciones son verdaderas en dicho sistema.

Puesto que la noción de modelo es una noción fundamentalmente semántica (algo es modelo de una afirmación si la afirmación es verdadera de ello), y que su análisis más habitual lo efectúa la teoría de modelos, se denomina concepción semántica, o modelo-teórica, a este nuevo enfoque que enfatiza la importancia de los modelos en el análisis de la ciencia. Contrariamente, la concepción clásica es calificada de sintáctica por su caracterización de las teorías como conjuntos de enunciados y por su énfasis general en los aspectos lingüístico-sintácticos. El slogan mencionado expresa, por tanto, el carácter distintivo frente a la concepción sintáctica clásica (Lorenzano, 2004).

Dentro de la familia semanticista, la concepción estructuralista de las teorías científicas es una de las principales corrientes actuales en filosofía de la ciencia. Esta escuela ha dedicado una atención significativa al análisis y reconstrucción de teorías científicas específicas, logrando importantes avances en la clarificación de problemas conceptuales y en la explicitación de los supuestos fundamentales de dichas teorías (Díez y Moulines, 1997; Ginnobili, 2009; Lorenzano, 2012b; Díaz y Lorenzano, 2014). Reconstruir una teoría, lo que constituye un

análisis filosófico metateórico o de segundo orden, consiste en elucidar la estructura de la teoría, sus partes y cada uno de sus conceptos (Ginnobili, 2009).

La concepción semántica ha sido fértil para el análisis de teorías biológicas y en especial dentro de la escuela estructuralista posee un gran número de ejemplos de reconstrucción en el área de las ciencias naturales (Abreu, Lorenzano y Moulines, 2013; Díaz, 2019). En el marco de la ecología Díaz y Lorenzano (2014) e Ibarra y Larrañaga (2011) avanzaron en la reconstrucción de la dinámica de poblaciones.

Dentro de la escuela estructuralista el término teoría adquiere diferentes acepciones: una acepción sincrónica simple (local), una sincrónica compleja (global), ambas son una imagen congelada en un momento dado de su evolución, y una diacrónica (Díaz y Moulines, 1997). Según Díaz (2019) en su acepción sincrónica simple (local) una teoría significa en lenguaje de metateoría estructuralista un elemento teórico, pero en su acepción sincrónica compleja (global) significa una red teórica; y en su acepción diacrónica, una evolución teórica, que forma parte de lo que se denomina desarrollo teórico. Este término involucra a una sola teoría o a más de una.

Para el estructuralismo la ciencia empírica consiste en una gran, pero finita, cantidad de unidades elementales o ladrillos que llama elementos teóricos. “Un elemento teórico es la unidad más pequeña de la ciencia empírica que posee todas las características requeridas para decir algo interesante acerca del mundo. Estos elementos teóricos consisten en un vocabulario o estructura conceptual y alguna ley empírica formulada con ese vocabulario junto con la especificación de las cosas a las que intenta explicar esa ley” (Balzer, Moulines y Sneed, 1987, p 30). Estos elementos nunca aparecen aislados, aparecen en racimos conectados entre sí por los denominados vínculos inter teóricos. Estos vínculos anudan elementos teóricos con el mismo vocabulario y leyes diferentes en redes de especiación. Los elementos teóricos entonces expresan la estructura sincrónica (local) y guardan relación entre sí conformando una red teórica (una acepción compleja global). La red teórica representa la estructura (sincrónica) de una teoría en sus diferentes estratos, esto es, en sus diversos niveles de especificidad (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

El análisis de la red teórica de modo sincrónico de la concepción estructuralista comparte con la concepción histórica o historicista –que irrumpe con un análisis histórico de las teorías científicas en los cincuenta y sesenta– la conciencia sobre la existencia de los innumerables elementos esenciales en la ciencia pragmáticos e históricamente relativos resistentes a ser tratados de manera puramente formal, pero que, a diferencia de lo que la concepción

historicista sostiene, pueden ser tratados por un análisis conceptual riguroso (Díez y Lorenzano, 2002). Así, la reconstrucción estructuralista de las teorías científicas es también un marco propicio para el análisis de las controversias científicas como la aquí planteada. Incluso las de raíces más profundas generadas por la inconmensurabilidad entre teorías.

Para la concepción estructuralista una teoría entonces es identificada con una clase de estructuras (o modelos) organizadas jerárquicamente; cada clase de estructuras es denominada “elemento teórico” y la serie total es llamada “red teórica”; así, una teoría es (usualmente) una red jerárquica de elementos teóricos (Ginnobili, 2009). Un elemento teórico es la unidad más pequeña de la ciencia empírica que posee todas las características requeridas para decir algo interesante acerca del mundo. Estos elementos consisten en un vocabulario o estructura conceptual y alguna ley empírica formulada con ese vocabulario, junto con la especificación de las cosas a las que se intenta aplicar esa ley (Balzer, Moulines y Sneed, 1987). A continuación se desarrollaran las nociones de elemento teórico y de red.

2.2. La noción de elemento teórico estructuralista

La noción estructuralista mínima (y provisional) de una teoría, es el elemento teórico. Un elemento teórico consta de dos partes, una formal y otra aplicativa. De este modo, está conformado por un par ordenado del siguiente tipo: $T = (K, I)$, en donde **K** representa la parte formal e **I** la parte aplicativa (Díez y Moulines, 1997).

El núcleo **K** expresa la parte formal de la teoría, las tradicionales leyes, pero estas leyes no se expresan en términos lingüístico, sino modelo-teóricos, es decir estructuras conjuntistas definidas mediante la introducción de cierto predicado, este núcleo **K** contiene las estructuras (modelos) que satisfacen los axiomas del predicado (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

Se entiende el término modelo en el sentido de la lógica moderna y la teoría de modelos, aunque en el lenguaje común y en contextos informales dentro de la ciencia empírica, el término modelo es usado de manera ambigua (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

Una teoría tiene normalmente muchos modelos diferentes, pero por ser todos modelos de la misma teoría tienen algo en común, todos ellos comparten la misma estructura. Es decir, todos pueden ser subsumidos bajo el mismo marco conceptual y todos satisfacen las mismas leyes.

Así **K** tiene cinco componentes: $K = (Mp, M, Mpp, GC, GL)$, en donde **Mp** representa la clase de los modelos potenciales, **M** representa la clase de los modelos actuales o efectivos, **Mpp** la clase de los modelos parciales, **GC** representa el conjunto global de las condiciones

de ligadura y **GL** representa el conjunto global de los vínculos interteóricos. Presentar una teoría es, entonces, presentar estos componentes, es decir, **T = (M, Mp, Mpp, GC, GL, I)** (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

Los **Modelos actuales o efectivos (M)** expresan los Axiomas Propios, es decir, aquellos mediante los cuales se expresa la Ley Fundamental. Las leyes definen una serie de modelos, lo que significa que sólo las leyes determinan qué entidades son las que se comportan de acuerdo con la teoría. La ley/es fundamental/es conectan a casi todos los términos de una teoría en una sola gran fórmula. Las leyes especiales imponen restricciones adicionales a la que impone la ley fundamental (cumplen el rol de señalar como se aplica la ley fundamental en casos especiales).

Entre las leyes que determinan los modelos de una teoría, la Ley Fundamental se distingue de las demás por ser de carácter mas general y esquemático, aunque no existe un criterio general para decidir si una ley debería ser considerada fundamental una de las características inconfundibles es que conectan todos, o casi todos, los términos de una teoría en una sola gran “formula” (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

Los **Modelos potenciales (Mp)** contienen todos los conceptos de la teoría, los términos **T-Teóricos** y los **T-no Teóricos**. Las condiciones de estos modelos determinan el marco conceptual al que deben pertenecer todos los modelos potenciales de la teoría. Estos modelos permiten identificar a todo el sistema del cuál podría versar la teoría, es decir, a las cosas que pueden ser subsumidas bajo el mismo marco conceptual de una teoría.

Los **Modelos potenciales parciales (Mpp)** son aquellos que se pretende sistematizar, explicar y predecir. Estos modelos precisan las aplicaciones pretendidas o intencionales de una teoría, incluyen los elementos no teóricos de los modelos potenciales, es decir, este modelo recorta los componentes **T-Teóricos** de los modelos potenciales. Estos modelos son fragmentos de los modelos potenciales que pueden ser comprendidos o interpretados independientemente de la teoría en cuestión.

Según Lorenzano (2010) los pasos por los que el filósofo de la ciencia reconstruye una teoría conjuntísticamente inicia con la localización de los objetos de los que habla la teoría, su dominio, al que se le aplican las funciones menos problemáticas, las funciones no-teóricas (**Mpp**), para enriquecerlos luego con las funciones propias de la teoría, las funciones teóricas (**Mp**), y recién a continuación ver si sus leyes fundamentales se cumplen efectivamente (**M**).

La distinción entre términos teóricos y no teóricos tiene una larga y controvertida historia en la filosofía de las ciencias. Balzer, Moulines y Sneed (1987) proponen un análisis diferente

entendiendo que el tratamiento de la concepción estructuralista no resuelve todos los problemas epistemológicos y ontológicos asociados a la distinción entre término teórico y no teórico pero rechazan la distinción “teórico/observacional” por ambigua (Díez y Lorenzano, 2002). La concepción estructuralista propone de una teoría empírica distinguir en **M_p** los conceptos que parecen ser específicos del marco conceptual de la teoría **T** en cuestión, es decir, su significado depende de **T**. A estos conceptos llaman **T-teóricos**. Otros conceptos de **M_p** tienen un significado independiente de **T**, es decir, ellos pueden ser determinados por otras teorías subyacentes. A estos conceptos se los llama **T-no-teóricos**.

La tarea consiste en distinguir entre los conceptos que pueden ser determinados y controlados independientemente de una teoría dada y aquellos para los cuales esto no es así. En síntesis, queremos distinguir entre aquellos conceptos de **T** cuya determinación no presupone en principio las leyes de **T**, **T-no teórico** (los modelos actuales de **T**), y aquellos para los cuales la aplicación siempre dependerá de la existencia de algún modelo actual, **T-teórico**. Un término, o un concepto, o una entidad, no es teórico o no teórico sin más, sino relativamente a una teoría dada (Díez y Lorenzano, 2002).

Los últimos componentes del núcleo son las condiciones de ligadura **GC** y los vínculos **GL**, que reflejan las relaciones entre los distintos modelos de la misma teoría (o sea, relaciones intermodélicas intrateóricas) o con modelos de otras teorías (es decir, relaciones intermodélicas interteóricas), respectivamente.

El núcleo **K** es el componente formal de la teoría, pero no el único, las teorías empíricas pretenden que las constricciones de **K** lo son de ciertas partes de la realidad: los sistemas empíricos a los que se pretende aplicar el núcleo. Estos sistemas empíricos se denominan en el estructuralismo como **Aplicaciones intencionales (I)**, aquellos sistemas empíricos a los que uno desea aplicar la ley fundamental. Son sistemas empíricos caracterizados en términos **T-no teóricos**. Se identifican a partir de aspectos no formales. Una teoría no sólo determina a través de sus leyes una clase de modelos, también determina una clase de modelos para dar cuenta de ciertos datos, fenómenos o experiencias correspondientes a determinado ámbito de la realidad. Parte de la identificación de la teoría consiste entonces en la identificación de esos fenómenos empíricos de los que pretende dar cuenta, a este componente se lo denomina “el dominio de las aplicaciones intencionales”.

Si se cuenta con algunos datos o fenómenos dados, se puede usar una teoría **T** para entenderlos, explicarlos o predecirlos, es decir, aplicar **T** a esos datos o fenómeno. Para ello lo primero es conceptualizar el dominio de **I** de datos en términos de **T**, es decir, usar los

conceptos que aparecen en los modelos potenciales de **T** para referirnos a **I**, así se crea un modelo potencial de **T** para **I**, el aspecto más conceptual de la aplicación de la teoría. Luego se realiza una aserción acerca de **I** en términos de **T**, una aserción con consecuencias empíricamente contrastables para aseverar que **I** satisface las leyes fundamentales de **T**, lo cual, sólo tiene sentido si **I** ya ha sido conceptualizado en término de **T**. Es decir, se propone la aserción empírica de que el modelo potencial considerado es también un modelo actual de **T**. Esta aserción puede ser verdadera o falsa, si es verdadera se aplicó **T** a **I** exitosamente (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

Así, una vez identificados los modelos teóricos abstractos y los fenómenos empíricos de los que se pretende dar cuenta, tenemos lo esencial de la teoría. Lo que hace la teoría es definir los modelos con la pretensión de que representan adecuadamente los fenómenos, esto es, con la pretensión de que los sistemas que constituyen los fenómenos de los que queremos dar cuenta están entre los modelos de la teoría; en términos tradicionales, que tales fenómenos concretos satisfacen las leyes de la teoría, que se comportan como las leyes dicen (Díaz, 2019).

2.3. La noción de red teórica estructuralista

A veces el término teoría corresponde a los elementos teóricos definidos en el apartado anterior pero muchas veces puede significar un seria entera de elementos teóricos interconectados todos los cuales poseen la misma estructura conformando una red teórica (Balzer, Moulines y Sneed, 1987): “Una red teórica es un conjunto de elementos teóricos que guardan cierta relación entre sí. La idea es que el conjunto represente la estructura (sincrónica) de una teoría en sus diferentes estratos, esto es, en sus diversos niveles de “especificidad”. Tal conjunto, partiendo de elementos muy generales, se va concretando progresivamente en direcciones diversas cada vez más restrictivas y específicas, las “ramas” de la red-teoría. La relación que se debe dar entre los elementos teóricos para considerar el conjunto una red es de “concreción” o “especificación” o, como se dice en terminología estructuralista, de especialización” (Díez y Lorenzano, 2002, pag. 67).

Pero estos elementos teóricos interconectados no se encuentran en un pie de igualdad y no son aplicadas al mismo dominio de aplicaciones intencionales, en general tienen un alcance de aplicación más restringido y están subordinados a las leyes fundamentales de un elemento teórico. Es decir, se trata de extraer del conjunto de Modelos actuales un subconjunto

determinado por un predicado conjuntista que satisface condiciones más restrictivas y del que se tiene la intención de aplicar a un dominio empírico más limitado, pero las clases de modelos potenciales y parciales serán los mismos conjuntos. El resultado de esta construcción es un nuevo elemento teórico más restringido que el original, pero con la misma estructura conceptual, es decir, los mismos conceptos primitivos y la misma distinción entre los niveles teóricos y no teóricos. La relación entre los dos elementos teóricos es una relación de especialización, el nuevo elemento teórico es más especializado que el original, aunque pertenezca a la misma estructura conceptual. Las especializaciones se aplican a casos especiales del dominio inicial de aplicaciones intencionales, restringen el contenido empírico del núcleo del elemento teórico inicial (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

Desde un punto de vista modelo-teórico la adición de más leyes especiales a las leyes fundamentales ya existente puede considerarse como extraer del conjunto de modelos actuales $\mathbf{M}(\mathbf{T})$ un subconjunto $\mathbf{M}'(\mathbf{T})$ determinado por un predicado conjuntista que satisface condiciones más restrictivas y del que se tiene la intención de aplicar a un dominio empírico más limitado, es decir, a un subconjunto de $\mathbf{I}(\mathbf{T})$. Balzer, Moulines y Sneed (1987) señalan como ejemplo agregar la ley de Hooke a la mecánica clásica de partículas donde se define un predicado conjuntista cuyos modelos deben satisfacer la segunda ley de Newton junto con la ley de Hooke, formando un subconjunto de modelos actuales de la mecánica de particular.

Cuando tenemos un conjunto de elementos teóricos conectados entre sí por la relación de especialización tenemos una red teórica. La estructura de la red puede ser representada gráficamente como una red cuyos nudos son elementos teóricos y cuyas cuerdas representan la relación de especialización. En las redes arbóreas hay un elemento teórico básico del cual todos los demás elementos teóricos de la red son especialización (una estructura normal en ciencia, una ley fundamental general que se aplica a todo el rango de aplicaciones intencionales), pero la forma de la red puede ser variable, incluso con dos elementos teóricos en la cúspide (lo que podría ser el caso en los comienzos de una nueva disciplina), pero todos los elementos teóricos tienen los mismos conjuntos $\mathbf{M}_p$ y $\mathbf{M}_{pp}$ (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

En las especializaciones se deben formular explícitamente las leyes especiales y las condiciones de ligadura especiales que son añadidas al núcleo básico, y se deberá indicar el dominio restringido de aplicaciones intencionales en cada caso.

Las teorías científicas parecen tener un único elemento teórico básico o fundamental (de naturaleza conceptual general) tal que todos los otros elementos teóricos en esa teoría son sus

especializaciones. Es decir, hay una Ley Fundamental que se tiene la intención de aplicar a todo el rango de aplicaciones intencionales, mientras que todas las otras leyes son aplicadas sólo a dominios parciales de ese rango.

Una especialización en la que se han especificado sus componentes por completo se denomina “especialización terminal”, lo que mantiene junta a la serie total de leyes en la jerarquía es, en primer lugar, el marco conceptual común **Mp**; en segundo lugar, la distinción común entre los niveles **T**-teórico y **T**-no-teórico; y, en tercero, el hecho de que todas ellas son especializaciones de la misma ley fundamental. Una red teórica es entonces un conjunto de elementos teóricos conectados mediante la relación de especialización (concreción, especificación) (Ginnobili, 2009).

Por lo general una teoría empírica no es sólo un elemento teórico, las redes de especialización captan la estructura de manera más adecuada, pero es posible que uno de los componentes del núcleo de una teoría contenga un conjunto de vínculos que conectan los modelos de esta teoría a otras teorías, estructuralmente diferentes por vínculos interteóricos (Balzer, Moulines y Sneed, 1987). Según Díez y Lorenzano (2002) la identidad de una teoría empírica dada (elemento teórico, red teórica o evolución teórica) solo puede ser capturada si se toma en cuenta no sólo a ella sino a su entorno teórico, es decir, si se toma en cuenta sus relaciones con otras teorías: “las relaciones interteóricas son interpretadas no como relaciones entre (conjuntos de) enunciados sino como relaciones entre (conjuntos de) modelos pertenecientes a teorías diferentes. A fin de analizar este tipo de relación modelo-teóricamente, ha sido introducido en la noción estructuralista de teoría el concepto de *vínculo* (“*link*”), que en particular se simboliza mediante “**L**” y su clase total por medio de “**GL**” (pag. 70).

Capítulo 3. Reconstrucción de la Teoría de Dinámica de Poblaciones realizada por Díaz y Lorenzano (2014)

El marco conceptual presentado en el Capítulo 2 fue utilizado por Díaz y Lorenzano (2014) para reconstruir la Teoría de la Dinámica Poblacional. En este capítulo se presenta dicha reconstrucción: los modelos potenciales, los modelos parciales, las aplicaciones intencionales y la red teórica propuesta con sus cuatro especializaciones. De cada sección se realiza un recorte de la presentación completa realizada por estos autores, pero con la información suficiente para introducir al lector en la comprensión de la Teoría de la Dinámica Poblacional.

3.1. El elemento teórico de la teoría: Modelos potenciales (Mp)

Los **Mp** contienen todos los conceptos de la teoría, los términos **T**-Teóricos y los **T**-no Teórico. A continuación, se presentan los objetos (conjuntos bases) y las relaciones o funciones que permiten generar nuevos conjuntos a partir de los conjuntos bases definidos por Díaz y Lorenzano (2014) así como la ley fundamental propuesta por estos autores.

Axiomas impropios. Dominios de objetos (conjuntos bases)

Organismos: O representa el conjunto de *organismos*. Su característica distintiva es que pertenecen a la misma especie y se ubican en una misma área geográfica, por lo tanto, constituyen una *población biológica*; o se utiliza como variable de este conjunto. Se escribe, entonces, $o \in O$ para expresar que un individuo cualquiera o está en el modelo. Pueden existir diferentes criterios de identidad, los cuales se tratan en cada caso, p.e. si poseen estructura en edades, si son de ciclo reproductivo anual o continuo, etc. A partir del conjunto de organismos, podemos, sin embargo, definir un conjunto de poblaciones POP mediante el conjunto potencia de organismos $Pot(O)$, tal que cada población **pop** es un subconjunto del conjunto potencia de individuos: $\mathbf{pop} \subseteq Pot(O)$; el conjunto de poblaciones POP está formado por los organismos miembros de los conjuntos **pop**, tales que $\mathbf{pop} \in POP$.

Definición auxiliar 1: Conjunto de *poblaciones* POP : $\mathbf{pop} \in POP \ \& \ \mathbf{pop} \subseteq Pot(O)$. Dentro del conjunto POP podemos distinguir distintas poblaciones de la misma especie, como por ejemplo $\mathbf{pop}$, $\mathbf{pop}'$, $\mathbf{pop}''$, etc., donde cada una de ellas se ubica en una región geográfica diferente, siendo entonces una población biológica diferente. Hay que tener en cuenta que

cada población pop se modifica a través del tiempo, siendo ese el dominio de estudio de la teoría. Por eso se establece la siguiente definición auxiliar:

Definición auxiliar 2: Conjunto de poblaciones $pop = \{pop_0, pop_1, \dots, pop_n\}$ es un conjunto de una misma población, pero en distintos instantes de tiempo $(t_0, t_1, \dots, t_n)$. La dinámica de poblaciones estudia los cambios en una población (pop) a través del tiempo (T), por eso podemos distinguir algunos subconjuntos de individuos cuando tenemos en cuenta una población en dos instantes distintos de tiempo t_0 y t_1 (pop_0 y pop_1) o cuando nos referimos a dos poblaciones distintas (pop_t y pop'_t) en un mismo instante de tiempo.

Tiempo: T representa el tiempo, sobre el conjunto T de instantes, esta distancia entre instantes es lo que se conoce como “lapso”, “duración” o “intervalo”. Cada intervalo va de t a $t+1$, donde t coincide con el inicio del intervalo y $t+1$ con el final del intervalo, siendo entonces $\Delta T = t_{+1} - t$. Las unidades de medición del tiempo dependen del tipo de poblaciones.

Factores poblacionales: F_i es un conjunto de tipos de factores poblacionales, son un conjunto de variables que pueden modificar la intensidad de los procesos poblacionales. Se los suele clasificar de distintas maneras. Díaz y Lorenzano (2014) proponen clasificarlos como F_{am} o factores ambientales que representan algunos componentes del ambiente que influyen en los procesos demográficos, F_{gen} o factores genéticos, estructuras genéticas y sociales de F_{bio} o factores biológicos o bióticos que miden la interacción intra o interespecífica.

Relaciones o funciones que permiten generar nuevos conjuntos a partir de los conjuntos bases.

Tamaño poblacional: N_t es una función que le asigna a una población (conjunto de organismos) N_t en un tiempo t determinado, el tamaño poblacional, una función que se le asigna a la población en un tiempo t determinado y que representan el número de organismos que componen ese conjunto (población) en ese instante de tiempo.

Natalidad: B es una función que le asigna a una población (conjunto de organismos) en un tiempo t determinado su natalidad. B representa el número de organismos nacidos O_b que componen ese conjunto en ese instante de tiempo.

Mortalidad: D es una función que le asigna a una población (conjunto de organismos) en un tiempo t determinado, su mortalidad. D representa el número de organismos fallecidos O_d que componen ese conjunto en ese instante de tiempo.

Emigración: E es una función que le asigna a una población (conjunto de organismos) en un tiempo t determinado, su emigración. E representa el número de organismos emigrados (O_e) que componen ese conjunto en ese instante de tiempo.

Inmigración: I es una función que le asigna a una población (conjunto de organismos) en un tiempo t determinado, su emigración. I representa el número de organismos emigrados (O_i) que componen ese conjunto en ese instante de tiempo.

Tasa de cambio poblacional: TCP es una función que calcula un número real que representa la variación en el número de individuos por individuos a partir del conjunto de procesos demográficos (PD), el tamaño de la población (N_t), del conjunto de los factores poblacionales (F_i) y en un instante de tiempo (T). Otros autores identifican esta tasa como r o λ , tasa de crecimiento poblacional.

$$TCP = f(F_i, PD \text{ (o } FD), t)$$

Definiciones auxiliares

Procesos demográficos: PD es la unión de los cuatro procesos identificados responsables de modificar el tamaño de la población $PD = \{B \cup D \cup E \cup I\}$ (Natalidad, Mortalidad, Emigración e Inmigración).

Funciones demográficas: Funciones que expresan mediante tasas los valores de los procesos demográficos. Le asigna a una función demográfica su expresión *per capita* y por lapso de tiempo, por medio de la ecuación $FD = \frac{PD}{N(pop, t) * \Delta t}$. Por ejemplo, tasa de natalidad por año, nacimientos / (total poblacional*tiempo) o $FD = \frac{Nb}{N(t) * 1}$

Axioma Propio o Ley Fundamental propuesta por Díaz y Lorenzano (2014) (pag. 6)

El conjunto de modelos de la dinámica de poblaciones, por su parte, es un subconjunto de los modelos potenciales, cuyas estructuras satisfacen, además de los axiomas impropios, la siguiente ley fundamental:

M(DP): si $x = \langle O, T, (F_{i, i \leq k}), N_t, B, D, E, I, TCP \rangle$ es un $\mathbf{M}_p(\mathbf{DP})$, entonces x es una dinámica de poblaciones ($(x \in \mathbf{M}(\mathbf{DP}))$) si y solo si:

- (1) Para todo, $t, t_{+1} \in T: pop_t, pop_{t+1} \in POP$ y siendo $N(pop, t) = n_t$ y $N(pop, t_{+1})$ tal que $\Delta N = n_{t+1} - n_t$, para todo PD y siendo $FD = f(PD, N_t, T)$ y para todo $f_i \in (F_{i, i \leq k})$, existe una $TCP(\langle fd_1, \dots, fd_4 \rangle, n_t, \langle f_i, \dots, f_x \rangle, t)$ (en $\mathbb{R}$) tal que:

$$\Delta N = TCP(\langle fd_1, \dots, fd_4 \rangle, n_t, \langle f_i, \dots, f_x \rangle, t) * N_t$$

El axioma (1) formula la ley fundamental de la dinámica de poblaciones, la cual establece que:

- Dada una población en dos instantes de tiempo (t y $t+1$) con sus correspondientes tamaños poblacionales en cada uno de ellos (n_t y n_{t+1})
- Que esta población se modifica por un conjunto de funciones demográficas (FD) [procesos demográficos] y por estar afectada por un conjunto de factores poblacionales (F_i) y que ambos conjuntos determinan la tasa de cambio poblacional
- Entonces el cambio en el tamaño poblacional en un lapso de tiempo determinado se corresponde con el producto de la tasa de cambio poblacional multiplicado por el tamaño de la población al inicio del intervalo.

Para estos autores este axioma cumple con los criterios establecidos para una ley fundamental bajo el estructuralismo porque conecta de un modo inseparable los términos básicos de la dinámica poblacional que se identificaron y su carácter casi vacío o empíricamente irrestricto. Una de las razones es que “se puede siempre encontrar una combinación de procesos y factores que expliquen el cambio poblacional observado” (pag. 15). A partir de una función (TCP) específica que incorpora los factores de los cambios es posible predecir un valor de tamaño de poblacional futuro (Díaz y Lorenzano, 2014).

3.2. Los modelos potenciales parciales Mpp

Los modelos potenciales parciales están constituidos por aquello que se pretende sistematizar, explicar y predecir, fragmentos de los modelos potenciales que pueden ser comprendidos o interpretados independientemente de la teoría en cuestión, conceptos **T**-no teóricos, por lo cual es necesario establecer la distinción entre conceptos teóricos y conceptos no-teóricos en el interior de dicha teoría. Los Modelos potenciales parciales (**Mpp**) precisan las aplicaciones pretendidas o intencionales de una teoría, incluyen los elementos **T**-no teóricos.

Díaz y Lorenzano (2014) establecen los siguientes conceptos **T**-no teóricos que integran los **Mpp**:

O (conjunto de organismos)

t (tiempo).

tamaño poblacional N y ΔN

El fundamento de seleccionarlos como conceptos **T**-no teóricos es que para determinar si un organismo pertenece a O , o medir el tiempo o estimar el número de individuos o la abundancia en peso de una población no es necesario conocer los conceptos de la dinámica poblacional (Díaz y Lorenzano, 2014).

Respecto de los factores poblacionales Díaz y Lorenzano (2014) distinguen los factores ambientales y genéticos como **T**-no teóricos por los mismos motivos, para medir ambos no necesitamos de la ley fundamental de la dinámica poblacional, no ocurre lo mismo con los factores biológicos o bióticos que miden la intensidad de las distintas relaciones entre organismos de una misma población y de otras poblaciones o especies que pueden afectar el tamaño poblacional. Para evaluar estos factores, se utilizan métodos gráficos o numéricos que presuponen la ley fundamental por los que se los considera **T**-teóricos. Por último, la Tasa de cambio poblacional (TCP) es **T**-teórica, no solo porque hereda la teoriedad de los factores biológicos, sino porque esta función es una hipótesis sobre el modo en que se relacionan los procesos demográficos, los factores poblacionales y el tamaño de la población (Díaz y Lorenzano, 2014).

3.3. Las aplicaciones intencionales de la dinámica poblacional

El modelo actual o efectiva que expresa los axiomas propios (es decir la ley fundamental), el modelo potencial parcial con los términos **T**-no teóricos (organismo, tiempo, tamaño poblacional, procesos demográficos, y algunos factores poblacionales como los factores ambientales y genéticos) y el modelo potencial con los términos **T**-no teóricos más los términos **T**-teóricos (factores poblacionales como los factores biológicos y la Tasa de Cambio Poblacional) conforman siguiendo siempre a Díaz y Lorenzano (2014) el núcleo teórico básico de la dinámica de poblaciones:

$$K(DP) = \langle M_p(DP), M(DP), M_{pp}(DP) \rangle$$

El dominio de aplicaciones intencionales **I** son aquellos sistemas empíricos a los que deseamos aplicar la ley fundamental. Desde el punto de vista formal una aplicación intencional es un modelo parcial ya que son sistemas empíricos caracterizados en términos **T**-no teóricos, en donde ciertos organismos conforman una población en la que ocurren un

conjunto de procesos demográficos que determinan que el tamaño de la población se modifique en un intervalo determinado de tiempo.

La dinámica de poblaciones pretende que ciertos sistemas empíricos, descritos en la dinámica de poblaciones no teóricamente, satisfacen las condiciones impuestas por ella en el siguiente sentido: esos son los datos de la experiencia que se deberían obtener, si la realidad se comportara como ella dice. Esta pretensión se expresa en la afirmación empírica de la dinámica de poblaciones.

Díaz y Lorenzano (2014) expresan la **afirmación empírica** de la siguiente manera (pag. 21):

Todo sistema propuesto dado puede ser, añadiendo un conjunto de componentes teóricos (Factores poblaciones y *TCP*) a la parte no-teórica del núcleo teórico correspondiente (*O*, *t*, *N_t*, *PD*) aproximadamente extendido a, o incrustado en, un modelo de dinámica poblacional.

3.4. La Red Teórica de la dinámica de poblaciones

Muchas veces el término teoría puede significar un serie entera de elementos teóricos interconectados todos los cuales poseen la misma estructura conformando una red teórica. La relación entre los dos elementos teóricos es una relación de especialización, el nuevo elemento teórico es más especializado que el original, aunque pertenezca a la misma estructura conceptual.

Según Díaz y Lorenzano (2014) en las especializaciones de la dinámica poblacional se especifica, el número y tipo de componentes de *TCP* que actúan conjuntamente, esto es, número y tipo de procesos demográficos y número y tipo de factores poblacionales, y de la forma matemática que asume *TCP*.

Estos autores desarrollan cuatro líneas de especialización:

- Especialización 1: Dinámica de poblaciones cerradas de organismos no afectadas por los factores poblacionales (Poblaciones malthusianas) (**M(M)**) Caracteriza a una clase de modelos que concierne a las poblaciones cuya *TCP* depende de la natalidad y mortalidad, y no es afectada por factores poblacionales. Sin limitantes poblacionales ni ambientales existe una variación continua y exponencial.

$$\Delta N = TCP(b, d) * N_t$$

Establece la formulación matemática en una especificación terminal **M(MC)**:

$$\frac{dN}{dt} = (b - d)n_t$$

- Especialización 2: Dinámica de poblaciones cerradas de organismos afectadas por los factores genéticos (Poblaciones estructuradas) **M(E)**. Caracteriza una clase de modelos que concierne a las poblaciones cuyas *TCP* depende de la natalidad y mortalidad y es afectada por factores genéticos. Tampoco hay limitantes poblacionales y existe una variación continua y exponencial pero el *TCP* es la sumatoria del valor de procesos demográficos de la edad (x) de los individuos, del promedio de edad de los descendientes de una cohorte (G) y de la edad final que puedan alcanzar los organismos.

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle, \langle x, G \rangle) * N_t$$

Establece una especificación terminal **M(EC)** con la siguiente formulación matemática:

$$\frac{dN}{dt} = \left(\ln \sum_{x=0}^k \frac{b(x)d(x)}{G} \right) n_G$$

- Especialización 3: Dinámica de poblaciones cerradas de organismos afectadas por los factores ambientales y biológicos (Poblaciones Verhulst o Logística) **M(V)**. Caracteriza una clase de modelos que concierne a las poblaciones cuyas *TCP* depende de la natalidad y mortalidad y es afectada por factores ambientales y bióticos. Conciene a las poblaciones que están en un ambiente con recursos limitados y en el que se hipotetiza a partir de un determinado tamaño poblacional (K) y en donde se genera competencia intraespecífica.

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle, K) * N_t$$

En esta especialización se proponen cuatro líneas terminales donde se especifica la formulación matemática:

- a) poblaciones logísticas (cuando los procesos demográficos dependen linealmente del tamaño poblacional) **M(VL)**:

$$\frac{dN}{dt} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{n_t}{K} \right) \right] n_t$$

- b) poblaciones con retraso (cuando los procesos demográficos dependen linealmente del tamaño poblacional en cierto instante anterior, τ) **M(VR)**:

$$\frac{dN}{dt} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{n_{t-\tau}}{K} \right) \right] n_t$$

- c) efecto Alle (cuando los procesos demográficos son dependientes no linealmente del tamaño poblacional en el instante t porque tienen una dependencia con un tamaño poblacional crítico, C) **M(VC)**:

$$\frac{dN}{dt} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{n_t}{K} \right) \left(1 - \frac{C}{n_t} \right) \right] n_t$$

- d) con un factor θ (cuando los procesos demográficos son dependientes no linealmente del tamaño poblacional expresado por el parámetro de la ecuación θ) **M(VLnoL)**:

$$\frac{dN}{dt} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{n_t}{K} \right)^\theta \right] n_t$$

- Especialización 4: Dinámica de poblaciones cerradas de organismos afectadas por las poblaciones de otras especies (Poblaciones con relaciones interespecíficas) **M(I)**. Caracteriza una clase de modelos que concierne a las poblaciones cuyas TCP depende de la natalidad y mortalidad y es afectada por factores bióticos que involucran a una población de otra especie a través de una relación depredador (P)-presa (V):

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle, \langle \alpha, \beta, K \rangle) * N_t$$

También aquí Díaz y Lorenzano (2014) proponen tres especializaciones terminales donde presentan la formulación matemática

- a) la competencia (cuando los procesos demográficos dependen del tamaño poblacional propio y que además compiten con otra especie y por lo tanto afectadas por su tamaño poblacional y un factor de competencia α **M(IC)**:

$$\frac{dN_1}{dt} = (b_1 - d_1) \left[\frac{(K_1 - n_{t1} - \alpha n_{t2})}{K_1} \right] n_t$$

- b) la depredación (cuando los procesos demográficos dependen del tamaño poblacional propio, pero están afectados por el tamaño del depredador P y la eficiencia de captura α **M(IP)**:

$$\frac{dN_1}{dt} = [(b - d) - \alpha P] n_t$$

- c) y la depredación independiente del tamaño poblacional (no están afectadas por su propio tamaño poblacional) pero están afectadas por el tamaño poblacional de su presa V y de una tasa de conversión que mide la relación entre depredador y la presa β **M(IV)**:

$$\frac{dN_1}{dt} = [(-d) - \beta V]n_t$$

En la Figura 7 se sintetiza la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica Poblacional realizada por Díaz y Lorenzano (2014) con sus cuatro niveles de especialización y sus especializaciones terminales.

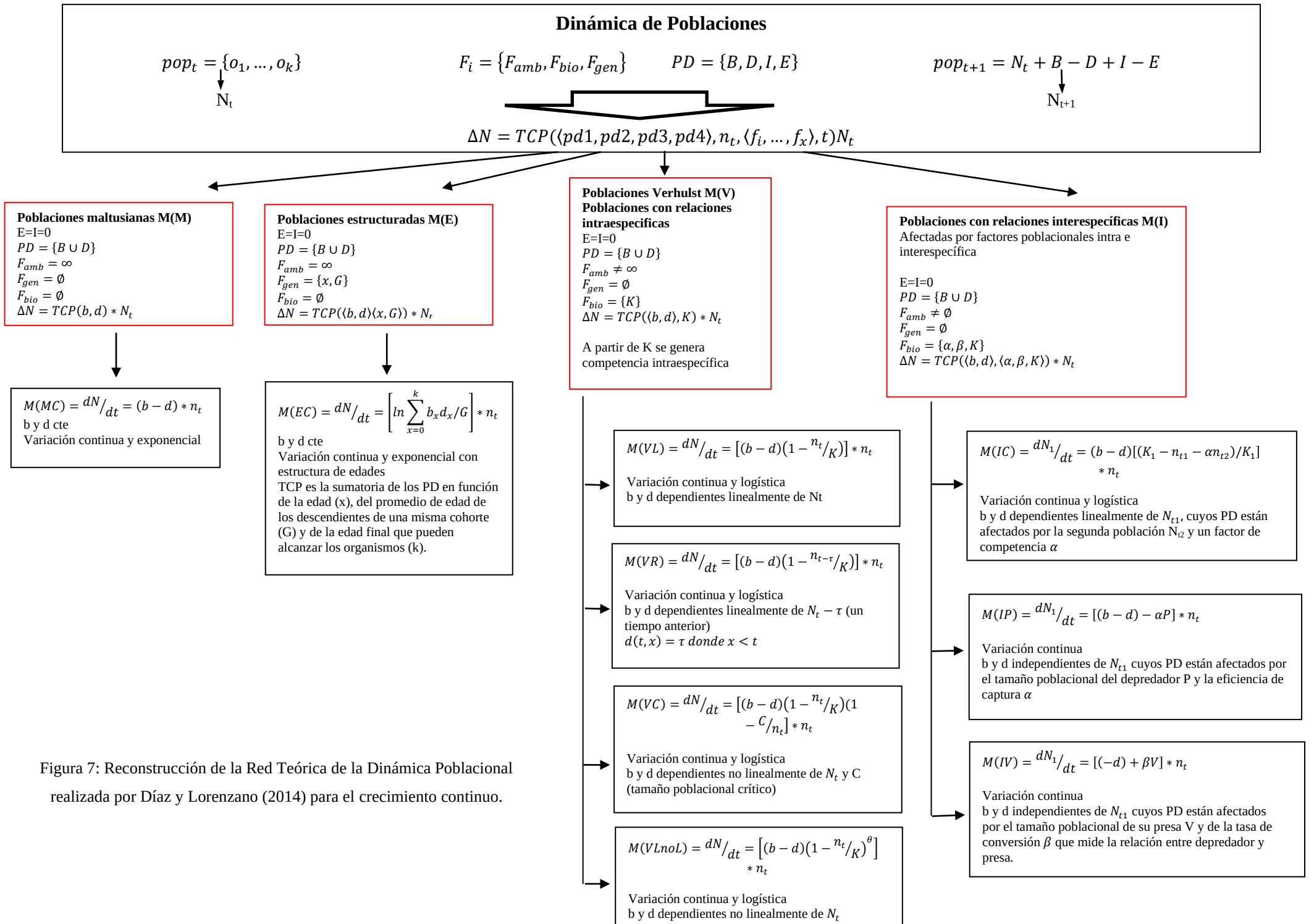


Figura 7: Reconstrucción de la Red Teórica de la Dinámica Poblacional realizada por Díaz y Lorenzano (2014) para el crecimiento continuo.

Capítulo 4. Los modelos pesqueros en la Red Teórica de la Dinámica de Poblaciones

En el presente capítulo y utilizando la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica de Poblaciones se retoman los modelos pesqueros presentados en el capítulo 1 y se reconstruyen los mismos para evaluar si se integran o no a la teoría.

Los modelos pesqueros llaman stock a lo que Díaz y Lorenzano (2014) describen como Población Biológica, términos que pueden utilizarse como sinónimos.

Los modelos pesqueros suelen describir el tamaño poblacional en número de individuos (número entero) o en biomasa (número real), por lo que es necesario modificar la definición de N_t de Díaz y Lorenzano (2014):

“Tamaño poblacional: N_t es una función que le asigna a una población (conjunto de organismos) en un tiempo t determinado, el tamaño poblacional (o cardinalidad del conjunto), expresado en números naturales: $N(pop,t)=n_t$; sin embargo, se suele escribir directamente N_t por la función que le asigna un valor a la población (conjunto de organismos) en un tiempo t determinado, y que representa el número de organismos que componen ese conjunto (población) en ese instante de tiempo, y n_t por el valor que asume dicha función” (pag. 10);

por la siguiente definición:

Tamaño poblacional: es una función que le asigna a una población (conjunto de organismos) en un tiempo t determinado, el tamaño poblacional (o cardinalidad del conjunto), expresado en número de organismos (números naturales): $N(pop,t)=n_t$ o en biomasa como el peso total de los organismos (número reales) $BM(pop,t)=BM_t^2$.

Todos los modelos pesqueros descriptos se basan en ecuaciones discretas, pero también se basan en ecuaciones discretas muchas aplicaciones intencionales de la dinámica poblacional. Para muchos organismos el tiempo no se comporta como una variable continua, en ambientes estacionales, muchos organismos se reproducen una única vez y mueren, o producen una cohorte cada año (Gotelli, 2008). Díaz y Lorenzano (2014) construyen los cuatro niveles de especialización considerando “crecimiento continuo”, para estos autores el “crecimiento discreto” es otra línea de especialización:

² El tamaño poblacional en número o en biomasa puede ser obtenido directamente a través de estimaciones de la población o bien se calcula una a partir de la otra, de número a biomasa o viceversa, conociendo el peso promedio de la población $BM_t = wN_t$ o $BM_t/w = N_t$.

“El objetivo general de este trabajo es realizar una primera reconstrucción desde el estructuralismo metateórico¹ de la Teoría de Dinámica de Poblaciones (**DP**) en ecología ... : (1) identificar una parte central del elemento teórico básico de la Teoría de la Dinámica de Poblaciones (**DP**) (y decimos “una parte central”, ya que de su núcleo **K(DP)** identificaremos la clase de sus modelos potenciales, la clase de sus modelos –a través de la identificación de su ley fundamental– y la clase de sus modelos parciales, dejando para más adelante la identificación de sus condiciones de ligadura y de sus vínculos interteóricos, además de que identificaremos su dominio de aplicaciones intencionales **I(DP)**) y (2) establecer los lineamientos generales de su red teórica, desarrollando con cierto detalle una de sus líneas de especialización –la relacionada con el denominado “crecimiento continuo” de las poblaciones consideradas–, con los principales “modelos” de **DP**, y dejando para más adelante el desarrollo sistemático de la otra de sus líneas de especialización –la relacionada con el denominado “crecimiento discreto” (pag. 2)

Siguiendo estos autores las especializaciones consisten en especificaciones del:

- a) número y tipo de componentes de *TCP* que actúan conjuntamente (e.e. del número y tipo de *procesos demográficos* y del número y tipo de *factores poblacionales*),
- b) de la forma matemática concreta que asume *TCP*,

y la forma matemática en los dos niveles es diferente. En las poblaciones continuas el crecimiento es continuo y la forma matemática son las ecuaciones diferenciales. En cambio, en el crecimiento discreto el crecimiento es por cohorte separadas en el tiempo y la forma matemática son las ecuaciones discretas. Así estas diferentes ecuaciones obedecen a poblaciones con historias de vida diferentes.

Es posible incorporar la línea discreta como una forma de especialización terminal, ya que tanto la continua como la discreta se diferencian en sus formas matemáticas, pero son los mismos procesos demográficos y factores intervinientes. Para Hasting (1997) ambos modelos realizan predicciones similares y se puede elegir uno o u otro por conveniencia matemática como por razones biológicas. Por lo tanto, para incorporar los modelos pesqueros fue necesario introducir en dos líneas o ramas de especialización la de las poblaciones estructuradas y poblaciones de Verhulst, las especializaciones terminales discretas que no fueron desarrolladas por Díaz y Lorenzano (2014). A continuación, se introducen en las dos líneas de especialización señaladas la especialización de variaciones discretas.

Segunda línea de especialización propuesta por Díaz y Lorenzano (2014) M(E): **Dinámica de poblaciones cerradas de organismos afectadas por los factores genéticos (poblaciones estructuradas):**

Una clase de modelos que concierne a las poblaciones cuya TCP depende de los procesos demográficos de natalidad y mortalidad y están afectadas por los factores genéticos.

Esta especialización señala que la natalidad y la mortalidad dependen de la edad (factor genético) y considera los recursos infinitos por lo que no hay factores biológicos que afecten estas tasas.

Parte de considerar crecimiento exponencial continuo $\frac{dN}{dt} = rN_t$ o discreto $N_{t+1} = e^r N_t = RN_t$ donde r o R son las tasas de crecimiento poblacional según la población crezca continua o discretamente, por ejemplo, una vez por año.

En la especialización propuesta por Díaz y Lorenzano la tasa de crecimiento se obtiene considerando la mortalidad $d(x)$ y la natalidad $b(x)$ por edad y el promedio de edad de los descendientes de una cohorte (G).

M(E): x es una dinámica de poblaciones cerrada y estructurada ($x \in M(E)$) si y solo si

$$(1) x \in M(DP)$$

$$(2) \text{ Dado que } E=I=0 \wedge PD = \{B \cup D\}$$

$$\text{y dado que } F_{amb} = f_{rec} = \infty \wedge F_{gen} = \{x, G\} \wedge F_{bio} = \emptyset$$

se cumple que

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle, \langle x, G \rangle) N_t$$

La especificación terminal de variación discreta no se especializa sobre la continua es una nueva especificación terminal introducida en la Red Teórica de la Dinámica Poblacional reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014).

Especialización terminal M(EC-D): x es una dinámica de poblaciones cerradas estructurada con variación discreta y exponencial ($x \in M(E)$) si y solo si

$$(1) x \in M(E)$$

$$(2) \text{ para todo } b \wedge d = cte:$$

$$N_{t+1} = \left(\sum_{x=0}^k \frac{b(x)d(x)}{G} \right) N_t$$

Tercera línea o rama de especialización propuesta por Díaz y Lorenzano (2014) **M(V) Dinámica de poblaciones cerradas de organismos afectadas por los factores ambientales y bióticos (poblaciones Verhulst):**

Una clase de modelos que concierne a las poblaciones cuya TCP depende de los procesos demográficos de natalidad y mortalidad y están afectadas por los factores ambientales y biótico.

M(V): x es una dinámica de poblaciones cerrada y estructurada ($x \in M(V)$) si y solo si

$$(1) x \in M(DP)$$

$$(2) \text{ Dado que } E=I=0 \wedge PD = \{B \cup D\}$$

$$\text{y dado que } F_{amb} = f_{rec} \neq \infty \wedge F_{gen} = \emptyset \wedge F_{bio} = \{K\}$$

se cumple que

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle, K)N_t$$

Este elemento teórico especializado se concretiza en elementos terminales según sean continuos o discretos, las especializaciones continuas fueron los presentados en la reconstrucción de Días y Lorenzano (2014), y los elementos terminales discretos se presentan a continuación:

Especialización terminal M(VL-D): x es una dinámica de poblaciones cerradas con capacidad de carga y con variación discreta logística con dependencia lineal entre b , d y N_t ($x \in M(VL - D)$) si y solo si

$$(1) x \in M(V)$$

$$(2) \text{ para todo } b \wedge d \text{ dependientes de } N_t:$$

$$N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{N_t}{K} \right) \right] + N_t$$

Especialización terminal M(VR-D): x es una dinámica de poblaciones cerradas con capacidad de carga y con variación discreta logística con dependencia lineal entre b , d y N_t en un instante de tiempo anterior a t ($x \in M(VR - D)$) si y solo si

$$(1) x \in M(V)$$

$$(2) \text{ para todo } b \wedge d \text{ dependientes de } N_t \text{ y dado que } d(t, x) = \tau \text{ donde } x < t \text{ se cumple que:}$$

$$N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{N_{t-\tau}}{K} \right) \right] + N_t$$

Especialización terminal M(VA-D): x es una dinámica de poblaciones cerradas con capacidad de carga y con variación discreta logística con dependencia lineal entre b , d , N_t y C ($x \in M(VA - D)$) si y solo si

(1) $x \in M(V)$

(2) para todo $b \wedge d$ dependientes de N_t y N_C , se cumple que:

$$N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{N_t}{K} \right) \left(1 - \frac{N_C}{N_t} \right) \right] + N_t$$

Especialización terminal M(VT-D): x es una dinámica de poblaciones cerradas con capacidad de carga y con variación discreta logística con dependencia NO lineal entre b , d , N_t ($x \in M(VT - D)$) si y solo si

(1) $x \in M(V)$

(2) para todo $b \wedge d$ dependientes NO linealmente de N_t , se cumple que:

$$N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - \frac{N_t}{K} \right)^\theta \right] + N_t$$

En la figura 8 se presenta la reconstrucción continua y discreta para dos de las cuatro líneas o ramas de especializaciones propuestas por Díaz y Lorenzano (2014).

Dinámica de Poblaciones

$$pop_t = \{o_1, \dots, o_k\}$$

$\downarrow$
 N_t

$$F_i = \{F_{amb}, F_{bio}, F_{gen}\} \quad PD = \{B, D, I, E\}$$

$$pop_{t+1} = N_t + B - D + I - E$$

$\downarrow$
 N_{t+1}

$$\Delta N = TCP(\langle pd1, pd2, pd3, pd4 \rangle, n_t, \langle f_i, \dots, f_x \rangle, t) N_t$$

Poblaciones estructuradas M(E)

$$E=I=0$$

$$PD = \{B \cup D\}$$

$$F_{amb} = \infty$$

$$F_{gen} = \{x, G\}$$

$$F_{bio} = \emptyset$$

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle \langle x, G \rangle) * N_t$$

Poblaciones Verhulst M(V) Poblaciones con relaciones intraespecíficas

$$E=I=0$$

$$PD = \{B \cup D\}$$

$$F_{amb} \neq \infty$$

$$F_{gen} = \emptyset$$

$$F_{bio} = \{K\}$$

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle, K) * N_t$$

A partir de K se genera
competencia intraespecífica

$$M(EC) = dN/dt = \left[\ln \sum_{x=0}^k b_x d_x / G \right] * n_t$$

b y d cte

Variación continua y exponencial con
estructura de edades
TCP es la sumatoria de los PD en función
de la edad (x), del promedio de edad de
los descendientes de una misma cohorte
(G) y de la edad final que pueden
alcanzar los organismos (k).

$$M(EC - D) = N_{t+1} = \left(\sum_{x=0}^k \frac{b(x)d(x)}{G} \right) N_t$$

b y d cte

Variación discreta y exponencial con estructura de
edades
TCP es la sumatoria de los PD en función de la edad
(x), del promedio de edad de los descendientes de una
misma cohorte (G) y de la edad final que pueden
alcanzar los organismos (k).

$$M(VL - D) = N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - N_t / K \right) \right] + N_t$$

Variación discreta y logística
b y d dependientes linealmente de N_t

$$M(VR - D) = N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - N_{t-\tau} / K \right) \right] + N_t$$

Variación discreta y logística
b y d dependientes linealmente de $N_t - \tau$ (un tiempo
anterior)
 $d(t, x) = \tau$ donde $x < t$

$$M(VC - D) = N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - N_t / K \right) \left(1 - N_c / N_t \right) \right] + N_t$$

Variación discreta y logística
b y d dependientes no linealmente de N_t y N_c
(tamaño poblacional crítico)

$$M(VLnoL - D) = N_{t+1} = \left[(b - d) \left(1 - N_t / K \right)^\theta \right] + N_t$$

Variación discreta y logística
b y d dependientes no linealmente de N_t

$$M(VL) = dN/dt = \left[(b - d) \left(1 - n_t / K \right) \right] * n_t$$

Variación continua y logística
b y d dependientes linealmente de N_t

$$M(VR) = dN/dt = \left[(b - d) \left(1 - n_{t-\tau} / K \right) \right] * n_t$$

Variación continua y logística
b y d dependientes linealmente de $N_t - \tau$ (un
tiempo anterior)
 $d(t, x) = \tau$ donde $x < t$

$$M(VC) = dN/dt = \left[(b - d) \left(1 - n_t / K \right) \left(1 - C / n_t \right) \right] * n_t$$

Variación continua y logística
b y d dependientes no linealmente de N_t y C
(tamaño poblacional crítico)

$$M(VLnoL) = dN/dt = \left[(b - d) \left(1 - n_t / K \right)^\theta \right] * n_t$$

Variación continua y logística
b y d dependientes NO linealmente de N_t

4.1. Modelos de dinámica de Biomasa

Se reconstruye el modelo de Dinámica de Biomasa atendiendo a las consideraciones generales realizadas a la Teoría de la Dinámica de Poblaciones en el inicio del capítulo.

Este modelo pesquero concierne a poblaciones cuya TCP depende de los procesos demográficos de natalidad y mortalidad (B y D), es decir asume poblaciones cerradas sin inmigración y emigración ($E=I=0$) y están afectadas por los factores ambientales y bióticos. Concierne a las poblaciones que están en un ambiente con recursos limitados y en el que se hipotetiza a partir de un determinado tamaño poblacional (K) y en donde se genera competencia intraespecífica, los procesos demográficos dependen linealmente del tamaño poblacional.

Este modelo incorpora, al igual que la mayoría de los modelos en las ciencias pesqueras la mortalidad por pesca, puede ser considerada una fuente de mortalidad e incluirse dentro de la mortalidad planteada en la teoría de la dinámica poblacional, pero esta mortalidad (llamada mortalidad natural en las ciencias pesqueras para diferenciarla) puede ser afectada por factores bióticos, que corresponden a factores internos de la población (densodependencia) y/o de aspectos intrínsecos del ecosistema (depredación, parasitismo). En el caso de la mortalidad por pesca es un factor antrópico y puede ser considerada dentro de los Factores Poblacionales (F_i) como un Factor Ambiental (f_{amb}) que afecta el proceso demográfico de mortalidad. Esta fuente de mortalidad es incorporada en las ecuaciones no integrándose a la mortalidad dependiente en este modelo del tamaño poblacional.

Además, esta mortalidad, es una variable que puede controlarse. En términos pesqueros la mortalidad por pesca por la Biomasa en el tiempo t es la captura ($C=F*B$). Esta mortalidad por pesca se construye a partir de dos parámetros pesqueros, q y E , donde q es el parámetro que describe la efectividad de cada unidad de esfuerzo pesquero y E es el esfuerzo pesquero ($C=q*E*B$), término **T**-no-teóricos.

Este modelos puede considerarse una especialización terminal de la especialización de Verhulst, ya que se trata de un elemento teórico que tiene un alcance más restringido que el original (aplicado específicamente a pesquerías, $F_{amb}=f_i=pesca$), pero la misma estructura conceptual, es decir, los mismos conceptos primitivos: depende de los procesos demográficos nacimiento y mortalidad, de factores bióticos como la competencia intraespecífica generada por los recursos limitados y dos factores ambientales, recursos limitados y efecto antrópico,

en este caso la pesca. Además, la misma distinción entre los niveles teóricos y no-teórico ya que los nuevos términos incorporados como biomasa, mortalidad por pesca, capturabilidad y esfuerzo son términos **T**-no-teóricos siguiendo la reconstrucción de Díaz y Lorenzano (2014) (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

La relación entre los elementos existentes en la red y los nuevos puede capturarse como una relación de especialización, porque el nuevo elemento teórico es más especializado que el original ($M(V)$). Las especializaciones se aplican a casos especiales del dominio inicial de aplicaciones intencionales. Las especializaciones restringen, constriñen, el contenido del núcleo del elemento teórico inicial (Balzer, Moulines y Sneed, 1987). La especificación, en este caso, consiste en el número y tipo de TCP que actúan conjuntamente y de la forma matemática concreta que asume TCP . Es una forma matemática que incorpora una fuente adicional de mortalidad, en este caso, la pesca. Entonces, si $F_{amb}=pesca=0$ se utiliza la especificación terminal de Verhulst sin pesca introducida anteriormente, **M(VL-D)** y si $F_{amb}=pesca \neq 0$ se utiliza el Modelo de Dinámica de Biomasa (Figura 9).

De esta forma se agrega una nueva especialización terminal.

Especialización terminal M(VL-D+P): x es una dinámica de poblaciones cerradas con capacidad de carga y con variación discreta logística con dependencia lineal entre b , d y B_t y explotadas ($x \in M(VL - D + P)$), y tamaño poblacional determinado como Biomas (BM), si y solo si

$$(1) x \in M(V)$$

(2) para todo $b \wedge d$ dependientes de BM_t ($F_{bio}=K$) y factores ambientales limitados y presión por la pesca:

$$BM_{t+1} = BM_t + rBM_t(1 - \frac{BM_t}{K}) - FBM_t$$

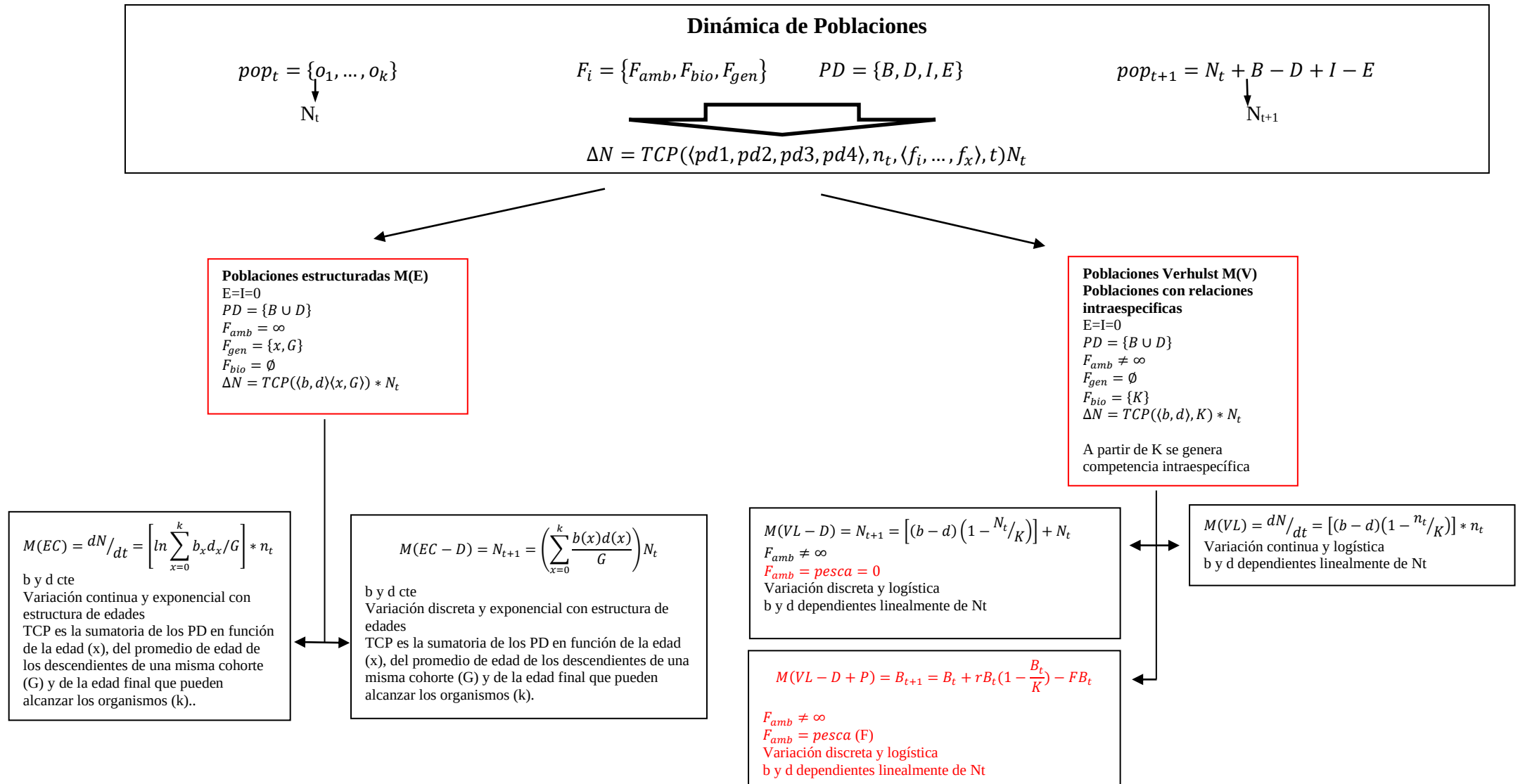


Figura 9: Reconstrucción de la Red Teórica de la Dinámica Poblacional realizada por Díaz y Lorenzano (2014) y la especialización terminal donde se ubica el Modelo de Dinámica de Biomasa.

4.2. Modelo de Rendimiento por Recluta (Dynamic pool models)

Este modelo pesquero concierne a las poblaciones cuya TCP depende solo de los procesos demográficos de natalidad y mortalidad, es decir, asume poblaciones cerradas sin inmigración y emigración pero están afectadas por factores genéticos, la estructura por edad de la población bajo estudio. Los procesos demográficos son independientes del tamaño poblacional y no hay recursos limitantes, considera variación exponencial de las poblaciones, pero evalúa la variación considerando una única cohorte, se trata de la especialización que Días y Lorenzano (2014) denominan poblaciones estructuradas.

Al igual que en el modelo de biomasa la mortalidad por pesca es un factor ambiental que modifica la variación poblacional.

Días y Lorenzano (2014) en la versión continua incorpora dentro de los factores genéticos la edad promedio de los descendientes de una misma cohorte y la edad final que pueden alcanzar los organismos, estas dos variables no son consideradas en el modelo pesquero.

Este modelo pesquero incorpora una nueva variable Reclutamiento, variable que es afectada por la mortalidad natural y por la mortalidad por pesca, en pesquerías se llama reclutamiento al subconjunto de individuos afectado por la pesca, por debajo de la edad o tamaño de reclutamiento solo es afectado por la mortalidad natural, D. Esta variable puede incorporarse como definición auxiliar dentro de la definición de Organismos:

Organismos: O representa el conjunto de *organismos*. Su característica distintiva es que pertenecen a la misma especie y se ubican en una misma área geográfica, por lo tanto constituyen una población biológica; o se utiliza como variable de este conjunto. Se escribe, entonces, $o \in O$ para expresar que un individuo cualquiera o está en el modelo. Pueden existir diferentes criterios de identidad, los cuales se tratan en cada caso, p.e. si poseen estructura en edades, si son de ciclo reproductivo anual o continuo, etc. A partir del conjunto de organismos, podemos, sin embargo, definir un conjunto de poblaciones POP mediante el conjunto potencia de organismos $Pot(O)$, tal que cada población **pop** es un subconjunto del conjunto potencia de individuos: **pop** $\subseteq Pot(O)$; el conjunto de poblaciones POP está formado por los organismos miembros de los conjuntos **pop**, tales que **pop** $\in POP$.

Definición auxiliar 1:

Conjunto de poblaciones POP : **pop** $\in POP$ & **pop** $\subseteq Pot(O)$. Dentro del conjunto POP podemos distinguir distintas poblaciones de la misma especie, como por ejemplo

pop, **pop'**, **pop''**, etc., donde cada una de ellas se ubica en una región geográfica diferente, siendo entonces una población biológica diferente. Además, hay que tener en cuenta que cada población **pop** se va modificando a través del tiempo, siendo ese el dominio de estudio de la teoría. Por eso establecemos la

Definición auxiliar 2:

Conjunto de poblaciones **pop** = {**pop**₀, **pop**₁, ..., **pop**_n}, es un conjunto de una misma población pero en distintos instantes de tiempo ($t_0, t_1, \dots, t_n$). La *Dinámica de Poblaciones* estudia los cambios en una población (**pop**) a través del tiempo (T), por eso podemos distinguir algunos subconjuntos de *individuos* cuando tenemos en cuenta una población en dos instantes distintos de tiempo t_0 y t_1 (**pop**₀ y **pop**₁), o cuando nos referimos a dos poblaciones distintas (**pop**_t y **pop'**_t), en un mismo instante de tiempo.

Definición auxiliar 3:

Si **POP** es un conjunto de poblaciones, O_r son los *organismos reclutados*, definido como $O_r \subseteq Pot(O_b)$ y $O_r = \{o \in \mathbf{pop} / o \notin \mathbf{pop}_0 \wedge o \in \mathbf{pop}_1 \wedge F(O_r) \neq 0\}$, es decir un subconjuntos de individuos dentro de la población, por ejemplo cuando estos son posibles de ser capturados por las artes de pesca de pesca, a este subconjunto de individuos posibles de ser capturados se los denomina reclutamiento.

Definición auxiliar 4:

Si **pop** es un conjunto de organismos, O_d son los *organismos muertos*, definido como $O_d \subseteq Pot(O)$ y $O_d = \{o \in \mathbf{pop} / o \in \mathbf{pop}_0 \wedge o \notin \mathbf{pop}_1\}$.

Definición auxiliar 5:

Si **POP** es un conjunto de poblaciones, O_i son los *organismos inmigrados*, definido como $O_i \subseteq Pot(O)$ y $O_i = \{o \in \mathbf{pop} / o \in \mathbf{pop}'_0 \wedge o \in \mathbf{pop}_1\}$.

Definición auxiliar 6:

Si **POP** es un conjunto de poblaciones, O_e , son los *organismos emigrados*, definido como $O_e \subseteq Pot(O)$ y $O_e = \{o \in \mathbf{pop} / o \in \mathbf{pop}_0 \wedge i \in \mathbf{pop}'_1\}$.

El modelo de rendimiento por recluta para transformar el número de individuos en biomasa (o producción) utiliza las ecuaciones de crecimiento individual mediante las cuales se relacionan el largo con el peso y la edad con el peso y se puede así obtener un peso promedio por edad. No se analiza en el presente manuscrito en que teoría se integran estas ecuaciones, como por ejemplo, la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy, pero se trata de crecimiento

individual por lo que se asume que no se encuentran bajo el paraguas de la teoría de la dinámica poblacional.

Este modelo puede considerarse una especialización terminal de la especialización de poblaciones estructuradas, al igual que el modelo de dinámica de biomasa se trata de un elemento teórico que tiene un alcance más restringido que el original (aplicado específicamente a pesquerías). En ambos casos se mantiene la misma estructura conceptual, es decir, los mismos conceptos primitivos: depende de los procesos demográficos nacimiento y mortalidad, de factores genéticos pero se suman los factores ambientales con la mortalidad por pesca que afecta a un subconjunto de individuos que pueden ser alcanzados por la pesca (Figura 10).

La segunda rama o línea de especialización de la red, la Dinámica de poblaciones cerradas de organismos afectadas por los factores genéticos (Poblaciones estructuradas), caracteriza una clase de modelos que concierne a las poblaciones cuyas TCP depende de la natalidad y mortalidad y es afectada por factores genéticos. Tampoco hay limitantes poblacionales y existe una variación discreta y exponencial pero el TCP es la sumatoria del valor de procesos demográficos de la edad (x) de los individuos, del promedio de edad de los descendientes de una cohorte (G) y de la final que puedan alcanzar los organismos.

$$\Delta N = TCP(\langle b, d \rangle, \langle x, G \rangle) * N_t$$

El modelo de rendimiento por recluta no especifica G porque modela una única cohorte que nace y hasta la edad final solo está sujeta a mortalidad natural, es decir de la ecuación inicial $N_{t+1} = e^{(b-d)}N_t$ solo considera $N_{t+1} = e^{(-d)}N_t$, la mortalidad que ocurre por edad, aunque este modelo considera la mortalidad constante para todas las edades, a la que se le suma una nueva mortalidad externa a la población, la pesca. Así se propone una nueva línea de especialización terminal (Figura 10):

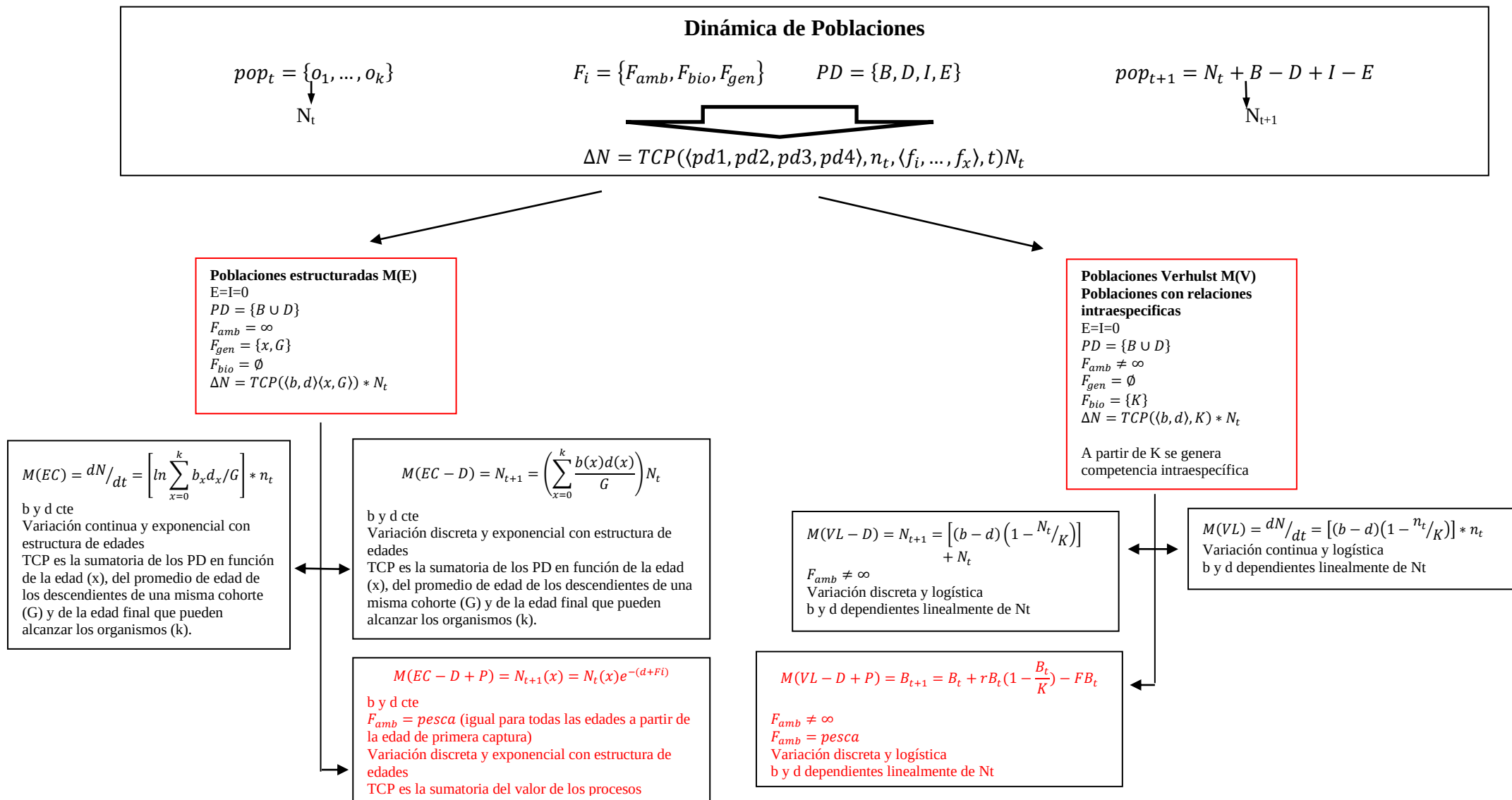
Especialización terminal M(EC-D+P1): x es una dinámica de poblaciones cerradas estructurada con variación discreta y exponencial ($x \in M(E)$) si y solo si

$$(1) x \in M(E)$$

(2) para todo $b \wedge d = cte$, afectados por F_{gen} y por el $F_{amb}=pesca$, para una única cohorte la disminución en el tiempo es:

$$N_{t+1}(x) = N_t(x)e^{-(d+Fi)}$$

Fi es igual para todas las edades a partir de la talla de primera captura



4.3. Modelo Análisis de Población Virtual o Análisis de Cohorte

Este modelo pesquero concierne a las poblaciones cuya *TCP* depende solo de los procesos demográficos de natalidad y mortalidad, es decir, asume poblaciones cerradas sin inmigración y emigración, pero están afectadas por factores genéticos, la estructura por edad de la población bajo estudio. Los procesos demográficos son independientes del tamaño poblacional y no hay recursos limitantes, considera variación exponencial de las poblaciones. En este modelo es necesario conocer los números por edad en la captura para cada año de explotación y así observar en una serie de tiempo de datos estructurados por edades la progresión de las clases anuales.

Al igual que los dos modelos pesqueros anteriores suma como Factor ambiental la tasa de mortalidad por pesca, F que ya fue descrita en el modelo de dinámica de biomasa pero, a diferencia de los otros modelos, la mortalidad por pesca varía para cada edad. El modelo de biomasa considera que todos los individuos tienen la misma mortalidad por pesca al igual que la mortalidad natural. El modelo de rendimiento por recluta considera mortalidad por pesca cero en ciertas edades y luego una mortalidad por pesca a partir de la edad de reclutamiento y constante para todas las edades, y la mortalidad natural constantes para todas las edades. El análisis de población virtual considera mortalidad natural constante para todas las edades, pero distinta mortalidad por pesca para cada edad.

Al igual que en el modelo de rendimiento por recluta estos datos pueden ser transformados en biomasa multiplicando el número de individuos por el peso promedio por edad obtenido de las ecuaciones de crecimiento de la población bajo estudio.

Si bien se trata de otro modelo según las ciencias pesqueras, utiliza los mismos conceptos que el Modelo de Rendimiento por Recluta, es otra especialización terminal de las poblaciones estructuradas pero al mismo nivel que el Modelo de Rendimiento por recluta, si bien con mayor complejidad en las ecuaciones que se derivan de la dinámica poblacional el factor ambiental sigue siendo la mortalidad por pesca (a partir de la edad de reclutamiento y distinta para todas las edades) (Figura 11).

Especialización terminal M(EC-D+P2): x es una dinámica de poblaciones cerradas estructurada con variación discreta y exponencial ($x \in M(E)$) si y solo si

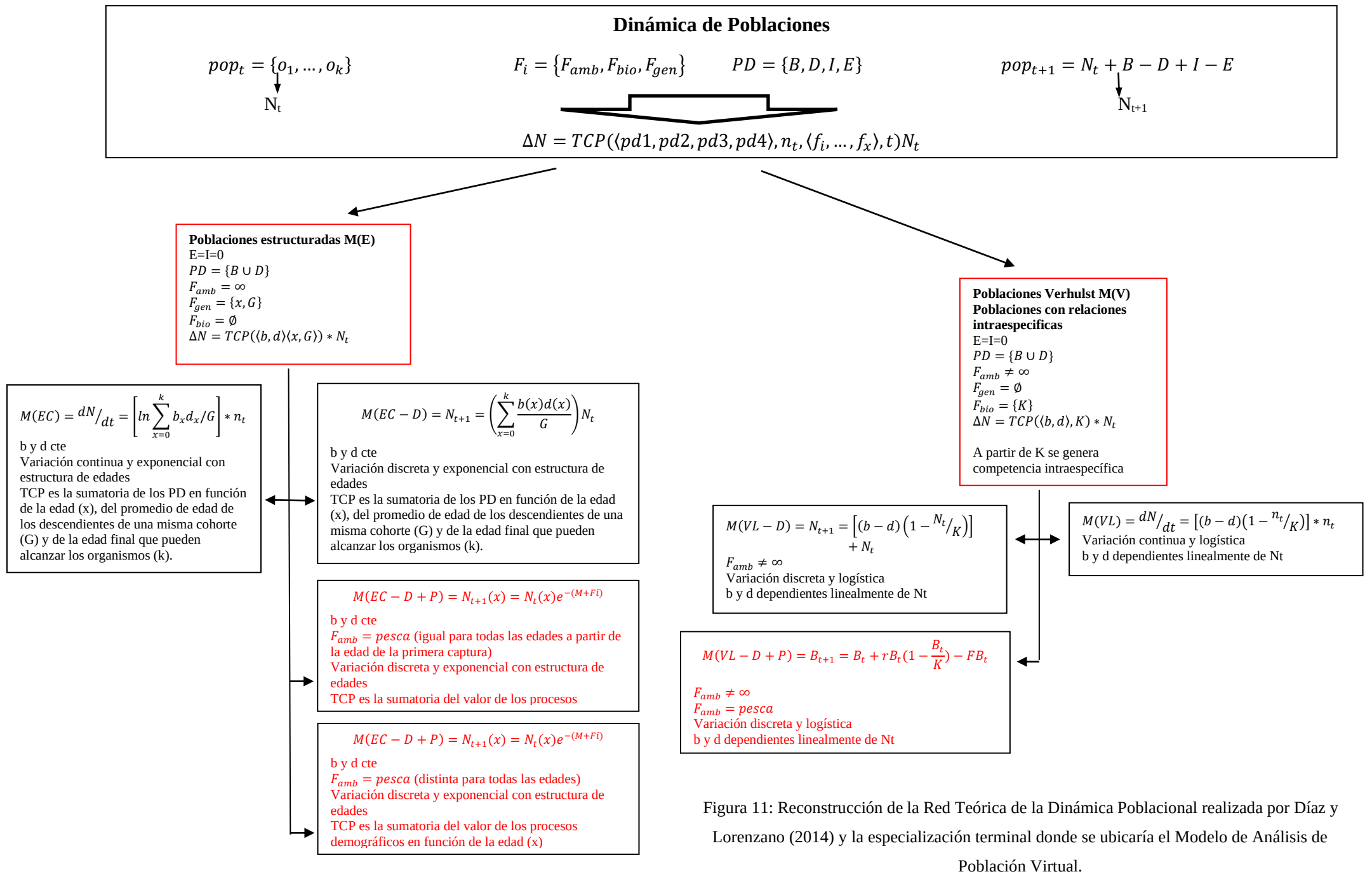
(1) $x \in M(E)$

(2) para todo $b \wedge d = cte$, afectados por F_{gen} y por el $F_{amb}=pesca$, para una única cohorte la disminución en el tiempo es:

$$N_{t+1}(x) = N_t(x)e^{-(d+Fi)}$$

Fi distinta para todas las edades

En síntesis, esta rama de especialización, al incorporar los dos modelos de pesquería y modelo discreto presenta 4 especializaciones terminales.



4.4. La controversia sobre la situación de los océanos

En la reconstrucción realizada de los modelos pesqueros concluimos que los mismos se integran a la Teoría de Dinámica de Poblaciones, estructura conceptual de los modelos de la biología de la conservación. Es decir, en sus modelos científicos más simples ambas ramas se integran a la Teoría de Dinámica de Poblaciones reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014)., En particular, los modelos pesqueros son especializaciones terminales que surgen, con modificaciones, a partir de las especializaciones realizadas por Días y Lorenzano (2014).

A continuación se analizan las publicaciones que generaron una controversia explícita sobre la situación de los océanos considerando la reconstrucción realizada de los modelos pesqueros.

En el año 2003 Myers y Worms (2003) analizaron la depleción de las comunidades de peces predadores, ya que estas especies implicarían importantes aspectos de manejo por los efectos *top-down* en las comunidades estudiadas. Estos autores encontraron una drástica reducción de dichas comunidades de peces. Para cada comunidad i estimaron $N_i(t) = N_i(0)[(1 - \delta_i)e^{-r_i t} + \delta_i]$, donde

$N_i(t)$ es la biomasa en el tiempo t , $N_i(0)$ es la biomasa inicial antes de la etapa de explotación industrial, r_i es la tasa inicial de declinación para δ_i , la fracción de la comunidad que permanece en equilibrio. La tasa inicial de declinación de la biomasa total, esto es, la fracción que se pierde en el primer año, es $(1 - \delta_i)(1 - e^{-r_i t})$. Combinaron todos los datos en un modelo de efecto mixto con $r_i \sim N(\mu_r, \sigma_r^2)$ y $\log \delta_i \sim N(\mu_\delta, \sigma_\delta^2)$ para estimar la media y varianza de r_i y δ_i para todas las áreas analizadas. Utilizaron datos de campañas de investigación con arrastre y datos pesqueros provenientes de pesquerías con palangres. Consideraron que las tasas de captura de cada comunidad (estimadas a partir de la suma de las capturas individuales de los peces predadores divididas por el esfuerzo en cada región y año) es un aproximado de la biomasa relativa. Asumieron que para cada comunidad, i , la tasa de declinación hasta el equilibrio es la tasa exponencial $e^{-r_i t}$ desde la biomasa $N_i(0)$ (primer año de la pesquería) hasta un equilibrio, donde una proporción de la biomasa permanece δ_i . Estimaron que la tasa media de declinación inicial r_i para los ecosistemas estudiados fue del 16% por año y la media de la biomasa en equilibrio δ_i es 10% de la biomasa de los niveles de

pre-explotación. Concluyeron que los océanos han perdido más del 90% de los grandes peces predadores.

En 2006 Worm et al. (2006) analizaron los cambios en la biodiversidad marina en relación con las pesquerías, entre otros puntos analizaron las tendencias de las poblaciones explotadas, lo que generó publicaciones y cartas que las cuestionaban. Estos autores señalaron que existe una erosión continua de la riqueza de especies que se acelera a escala global y proyecta el colapso de los taxones que son objeto de la pesca para el año 2048. El análisis de los taxones explotados utiliza los registros de capturas de los 64 Grandes Ecosistemas Marinos (GEM) (*Large Marine Ecosystem* en inglés) para un período de 1950 a 2003. Los datos se encuentran en la base de datos de capturas pesqueras globales del *Proyecto Sea Around Us* (www.fishbase.org) que se alimenta de varias fuentes. En conjunto, estas áreas comprenden el 83% de los rendimientos totales de la pesca comercial durante el período considerado. Estos autores consideraron que una pesquería había comenzado cuando las capturas anuales alcanzaron el 10% del máximo anual para la serie temporal. Las especies de peces individuales i se clasificaron como colapsadas para GEM_k cuando el rendimiento total (captura) C había disminuido $C_{ik} < 0,1$ en relación con el rendimiento máximo obtenido en GEM_k . Las especies se consideraron recuperadas cuando su rendimiento había aumentado a $C_{ik} > 0,1$ después de un colapso. Destacan que los términos “colapsado” o “recuperado” se refieren estrictamente a la prestación de servicios (productos pesqueros), no necesariamente a la condición biológica de la población.

Las críticas a la publicación de Worm et al. (2006) se refirieron principalmente a considerar los datos de captura declarada como proxy a la biomasa de un stock (Longhurst, 2007). Las capturas, así como la captura por unidad de esfuerzo utilizado por Myers y Worm (2003), pueden estar determinadas por variedad de factores biológicos, sociales y económicos, así como por las decisiones de manejo tomadas en cada pesquería (Murawski et al., 2007; Branch, 2008; Wilberg et al., 2007). Recomiendan comparar su métrica de colapso con los datos disponibles de abundancia de los stocks (Murawski et al., 2007). Hilborn (2007b) señaló además que el análisis fracasó en explicar la situación de países como Estados Unidos, Nueva Zelanda y Australia, países donde el porcentaje de stock con sobrepesca está disminuyendo.

Worm et al. (2007) defendieron su predicción señalando que la declinación de las capturas fue una referencia a los productos ecosistémicos (productos de la pesca) y no necesariamente a la condición de las poblaciones, ya que su objetivo es entender la disminución de los servicios brindados por la población. Acuerdan que la biomasa es preferible a datos de captura pero que

estos datos no siempre están disponibles, cuando estos datos existen, para algunas de las pesquerías consideradas, su predicción no se ha modificado.

El artículo recibió críticas también por la metodología, cuestionaron la extrapolación y la asunción de causalidad (Longhurst, 2007) ya que se asume una relación causal entre el número de poblaciones colapsadas y el tiempo, que ignora otras relaciones causales dentro de un sistema oceánico como estabilidad, resiliencia, productividad y comportamiento adaptativo de las pesquerías, que pueden cambiar en respuestas a cambios en el ecosistemas (Holker et al. 2007). Worm et al. (2007) respondieron que, en principio, la crítica es aceptable, pero una adhesión estricta impediría cualquier uso de análisis de tendencias para explorar escenarios futuros.

La discusión continúa en torno a la necesidad o no de crear áreas marinas protegidas como herramienta de manejo pesquero, discusión que continua en la actualidad y excede el presente análisis, pero que es hoy otro punto de conflicto entre la biología de la conservación y las ciencias pesqueras.

Como se señaló en la introducción, a raíz de esta controversia se apoyó la formación de un grupo de trabajo dedicado a buscar áreas de coincidencias y disidencias, y a desarrollar enfoques que incorporen las herramientas, objetivos y criterios de las distintas escuelas. El artículo producto de este trabajo conjunto (Worm, Hilborn, et al., 2009) revisa el estado de las pesquerías, presenta los problemas actuales en el tema, pero no revisa las dos visiones ni discute ambas.

En este trabajo conjunto se utilizaron los datos de las pesquerías con evaluación de stock o datos de estimaciones directas de biomasa. Evaluaron como cambian las tasas de explotación y como esta tasa impacta en las poblaciones de peces y en la producción. Para cada grupo de peces estimaron la tasa de explotación u (definida como la proporción de biomasa que se extrae por año, es decir, $\mu_t = \frac{C_t}{BM_t}$ donde C es la captura (o rendimiento) y BM es la biomasa disponible en el año t). Se realizaron a continuación modelos de especies individuales para determinar la tasa de explotación u_{MSY} que proporciona el rendimiento máximo sostenible (RMS) para una población en particular. Esta tasa de explotación da como resultado una biomasa de la población, BM_{RMS} , que es normalmente entre un 50 y un 75 % inferior a la biomasa inicial no explotada (BM_0). Esta tasa de explotación es calculada a partir de la captura y la biomasa, y redefinen colapso cuando la biomasa poblacional declinó a un 10% de la biomasa no pescada.

Los puntos de referencia utilizados fueron (i) u_{MMSY} : tasas de explotación que produjo la captura máxima a nivel de sistema y (ii) $u_{conservativa}$: tasas de explotación entre 0,02 y 0,05 (media 0,04). Este último punto de referencia fue elegido como un objetivo de conservación hipotético. Se calculó la relación entre la biomasa actual BM y BM_{RMS} para cada uno de estos sistemas. Cuando estaban disponibles, estas proporciones se obtuvieron a partir de las estimaciones directas; de lo contrario, el B_{RMS} se calculó utilizando el modelo de Dinámica de Biomasa.

En este trabajo también avanzaron en comparar modelos ecosistémicos con los modelos de una sola especie, principalmente con los resultados de los modelos de dinámica de biomasa con variación discreta, y compararon la sumatoria de RMS de todas las especies calculadas individualmente con los RMS obtenidos con modelos ecosistémicos más complejos, que ameritan una evaluación en el marco de otra red teórica.

Worm, Hilborn, et al. (2009) concluyeron que los ecosistemas marinos están sujetos actualmente a una variedad de tasas de explotación, lo que da como resultado un mosaico de poblaciones de peces y ecosistemas estables, en declive, colapsados y en recuperación. Las acciones de gestión han logrado reducciones en las tasas de explotación en algunas regiones, pero una fracción significativa de las poblaciones seguirá colapsada a menos que se reduzcan las tasas de explotación y/o se mejoren los controles sobre las mismas. Los ecosistemas examinados en esta publicación representan menos de una cuarta parte del área y la captura de pesca mundial, y los ecosistemas de pesca leve a moderada y en recuperación comprenden menos de la mitad de ellos. Algunos ejemplos ponen en evidencia de que, a pesar de una larga historia de sobreexplotación, los ecosistemas marinos aún pueden recuperarse si se reducen sustancialmente estas tasas de explotación. En la ciencia pesquera, existe un consenso cada vez mayor de que la tasa de explotación que logra el rendimiento máximo sostenible (u_{RMS}) debe reinterpretarse como un límite superior en lugar de un objetivo de gestión, lo que implica una reducción del esfuerzo en las pesquerías. Las reducciones en las tasas de explotación pueden lograrse mediante una variedad de herramientas de gestión las cuales dependen del contexto local, dependiendo mucho de aspectos económicos, pero es posible implementar cuotas de captura o esfuerzo, limitar las temporadas de pesca, etc.

El artículo finaliza señalando que es importante una nueva cooperación entre biólogos de la conservación y científicos pesqueros, lo que redundaría en una mejora en el manejo de los ecosistemas, pero no profundiza en la controversia, el manuscrito no discute la controversia original.

En estas publicaciones se utilizaron algunos elementos de los modelos pesqueros reconstruidos. La publicación de Myers y Worm (2003) utilizó un modelo exponencial de decrecimiento, pero sin estructura de edades como en los modelos de rendimiento por recluta o el modelo de poblaciones virtuales, además consideró la captura por unidad de esfuerzo como proxy de la biomasa, en tanto Worm et al. (2006) utilizó sólo la captura como proxy de la biomasa. En Worm y Hilborn et al. (2009) lo que denominaron tasa de explotación no es otra que la mortalidad por pesca F planteada en los modelos tradicionales $C_t = FBM_t$ o $F = \frac{C_t}{BM_t}$ y utilizaron también los parámetros de BM_{RMS} y F_{RMS} obtenidos de los modelos de Dinámica de Biomasa como puntos de referencias. En las publicaciones se definen umbrales de biomasa para estimar el porcentaje de pesquerías colapsadas, este punto de referencia se estimó a partir de los datos de captura en caso de Worm et al. (2006) y a partir de datos de biomasa en Worm y Hilborn et al. (2009).

Se esperaba que las publicaciones desarrollaran modelos de dinámica poblacional para estimar las tendencias poblacionales y realizar predicciones a partir de ella, pero sólo en la publicación de Worm y Hilborn et al. (2009) se señala que los cálculos de biomasa fueron obtenidos o bien a partir de estimaciones directa o bien por modelos de dinámica de biomasa., Myers y Worm (2003) utilizan un modelo exponencial para evaluar el decrecimiento pero los datos de abundancia poblacional para estimar el decrecimiento provienen de la captura por unidad de esfuerzo como proxy de la biomasa, en tanto Worm et al. (2006) no modela ninguna especie en particular, sólo analiza los datos de captura (rendimiento) de cada pesquería. Todas las publicaciones suman o juntan las estimaciones por especie y pesquería para obtener métricas ecosistémicas y sólo la publicación de Worm y Hilborn et al. (2009) propone modelos ecosistémicos más complejos para estimar estas métricas.

El paper de Myers y Worm (2003) es el único que hace referencia a la tasa de cambio poblacional, TCP , el resto de los análisis utilizaron los valores obtenidos de captura o de BM_{actual}/BM_{RMS} para decidir si las pesquerías se encontraban colapsadas o no. Es decir que la discusión se centró no tanto en los modelos utilizados (cuando sí se hace referencia, son modelos que se integran a la Red Teórica de la Dinámica Poblacional) como sí en las métricas que determinan cuando una pesquería está o no colapsada. Fundamentalmente en que los datos de captura y esfuerzo no pueden utilizarse como proxy de la biomasa. Esto es claro también en los modelos reconstruidos, donde estos términos **T**-no teóricos, integran los llamados “Factores ambientales” que dan cuenta de las dinámicas poblacionales y se integran

a las ecuaciones de dinámica poblacional que consideran los procesos demográficos, así como otros factores intervinientes, como los factores biológicos de denso-dependencia.

Es posible ubicar los modelos (cuando se utilizaron y explicitaron) dentro de la Red Teórica de la Dinámica de Poblaciones y abonar a favor de que las capturas y la captura por unidad de esfuerzo no puede ser considerado un proxy de la abundancia ya que ingresan como un factor ambiental a una ecuación con procesos demográficos y factores como los biológicos, además de su dependencia con otras condiciones que involucran decisiones de manejo. Por ejemplo, reducción de captura y esfuerzo, o la implementación de cuotas de captura y esfuerzo. La discusión sobre los puntos de referencia respecto de que se considera o no una pesquería colapsada exceden los análisis de la dinámica poblacional.

Otros cuestionamientos a la publicación de Worm et al. (2006) fue en términos del *peer review* (Longhurst, 2007; Hilborn, 2006), señalando que las revistas priorizaron el título que puede ser tomado en la prensa, el colapso de todas las pesquerías en 2048, a la rigurosidad académica. Brown (2024) en una nota periodística cuestionó este mismo punto en relación con el cambio climático. Señala que para poder publicar en revistas prestigiosas tuvo que enfatizar que los factores que afectaban sus problemas se debían al cambio climático, forzando este factor a otros posibles con el objetivo de que sus estudios sean publicados (Brown et al., 2023). Brown et al. (2023) escriben sobre como el cambio climático ha afectado al comportamiento extremo de los incendios forestales sabiendo que no debía intentar cuantificar aspectos clave distintos del cambio climático en su investigación porque diluiría la historia que revistas prestigiosas quieren contar (Brown, 2024). Como es de vital importancia que los científicos publiquen sus trabajos en revistas de alto perfil, los guardianes del éxito profesional en el mundo académico, los editores de estas revistas, señala, han dejado muy en claro, tanto los elementos por lo que publican como por lo que rechazan. Estas revistas quieren artículos que respalden ciertas narrativas aprobadas previamente, incluso cuando esas narrativas se hagan a expensas de un conocimiento más amplio para la sociedad (Brown 2024). En el artículo Brown et al. (2023) no se molestaron en estudiar la influencia de otros factores relevantes, aun sabiendo que su inclusión fuera realista y útil, ya que incluir otros factores restaría valor a la narrativa centrada en el impacto negativo del cambio climático y, por lo tanto, reduciría las probabilidades de que el artículo fuera aprobado por los editores y revisores de *Nature*. Brown (2024) agrega que los sesgos de los editores (y de los revisores a los que recurren para evaluar los trabajos) ejercen una influencia importante en la producción colectiva de campos enteros. Seleccionan lo que se publica de un gran conjunto de

trabajos y, al hacerlo, también dan forma a la manera en que se lleva a cabo la investigación en general. Los investigadores expertos adaptan sus estudios para maximizar la probabilidad de que su trabajo sea aceptado, quien denuncia fue uno de ellos. Esta crítica nos recuerda el affair Sokal de 1996 (Jacovkis y Peña, 2022).

Lo que se señala aquí es que, además de los elementos de controversia factibles de ser capturados y clarificados por la presente reconstrucción, existen otros que sobrepasan las virtudes del estructuralismo metateórico. Estos factores son aquellos que la literatura filosófica llama “factores o valores no epistémicos” (Gómez, 2014)). Para la filosofía de la ciencia, los valores no epistémicos refieren a aquellos valores que no están directamente relacionados con la búsqueda del conocimiento o la verdad científica. Estos valores influyen en la práctica científica, pero no se basan en criterios de evidencia, lógica, o metodología científica. Algunos ejemplos de valores no epistémicos incluyen: los valores éticos, sociales, políticos, económicos, religiosos, como estéticos.

Estos valores no epistémicos influyen en diversas etapas de la investigación, desde la elección de problemas y proyectos de investigación hasta la interpretación y aplicación de los resultados. La influencia de estos valores es un tema de debate actual en la filosofía de la ciencia, especialmente en cuanto a cómo y en qué medida deberían afectar la investigación científica. Para Gomez (2014) el reconocimiento de los valores en la investigación hace que ella sea más confiable y permitiría conocer dónde se hicieron elecciones y por qué los científicos están de acuerdo o en desacuerdo al respecto, pero los valores o las decisiones no se explicitan.

Para precisar cómo estos factores, conjugados con los epistémicos, inciden en la toma de decisión de las comunidades de ecólogos y pesqueros hace falta un análisis complementario con otro instrumental más sofisticado para capturar esta clase de valores:

“la buena lógica y la evidencia empírica son necesarias pero no suficientes para dar cuenta de la justificación y el rechazo-aceptación de teorías. La actividad científica conlleva esencialmente supuestos de contorno, elementos volicionales sociales y políticos que juegan el rol de vectores de decisión. Hasta aquí, la propuesta es más o menos estándar a partir de la obra de Kuhn, pero lo profundamente original es la propuesta de objetividad de la autora [Longino, 1997]: dado que siempre hay valores, la objetividad se construye a partir de la elucidación de aquellos valores operantes en las distintas teorías/hipótesis y la discusión crítica intersubjetiva de los mismos. Esto

permite garantizar el control de las teorías no sólo en el nivel fáctico o conceptual, sino también axiológico” (Bernabé y Federico 2019)

Si bien este tema excede los alcances de la presente tesis, será retomado en las conclusiones, por ser parte fundamental del debate.

Conclusión

Las áreas de conservación, de poblaciones explotadas, así como el control de plagas, tienen en común la regulación del tamaño de la población, sin embargo, proliferaron con relativa independencia concretizándose en libros y revistas especializadas en “biología conservación”, “control de plagas” y “pesquerías” (Burgman et al., 1993; Haddon, 2001; Hilborn y Walter, 1992; Primack, 2008; Quinn y Deriso, 1999; Sher, 2022; Thacker, 2000). Los tres campos, tienen puntos en común que se podrían elucidar con un examen y síntesis de los fundamentos teóricos, pero sus desarrollos fueron independientes como para contar con libros y revistas especializadas y dictarse en departamento académicos separados (Shea et al., 1998).

Con desarrollo independiente, la biología de la conservación y las ciencias pesqueras tienen puntos de conflictos.

La presente tesis se centra en los modelos pesqueros por su complejidad, con el supuesto de que los modelos más simples de la biología de la conservación se encuentran subsumidos en la Teoría de la Dinámica Poblacional reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014). En las ciencias pesqueras no es tan clara esta integración, ya que los científicos pesqueros han desarrollado construcciones teóricas y modelos científicos (ecuaciones) que fue necesario reconstruir para discutir su lugar dentro de la Teoría de la Dinámica Poblacional.

La presente tesis aborda tres modelos troncales de las ciencias pesqueras y los analiza utilizando la metateoría estructuralista. Se analizó si se integran o no la Teoría de la Dinámica Poblacional partiendo de la reconstrucción realizada por Díaz y Lorenzano (2014).

Se explicaron los modelos pesqueros en general y tres modelos seleccionados de un pool mayor de modelos, dos de ellos son la base de otros modelos más complejos. Se presentó sintéticamente la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica Poblacional realizada por Díaz y Lorenzano (2014) y se reconstruyeron los modelos pesqueros bajo estudio.

A la reconstrucción realizada por Díaz y Lorenzano (2014) se le realizaron modificaciones menores en los Modelos Potenciales, ya que era necesario incorporar otra forma de medir el tamaño poblacional. Como la reconstrucción solo consideraba el tamaño poblacional en

número de individuos, se amplió a biomasa, que también indica el tamaño poblacional, pero en términos de peso total de la población.

Las estimaciones de tamaño poblacional pueden realizarse en número de individuos y en biomasa, o bien en una de las dos y transformarse en una u otra unidad. Para ello es necesario contar con el peso promedio de la población, o para algunos modelos con el peso promedio por grupo de edad de la población. Esto se realiza utilizando las ecuaciones de crecimiento individual mediante las cuales se relacionan el largo con el peso y la edad con el peso y obtener un peso promedio para toda la población por grupo de edad. No se analiza en la presente tesis como se integran estas ecuaciones, como por ejemplo la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy, ya que para ello es necesario reconstruir estas teorías en particular y analizar el vínculo interteórico (Balzer, Moulines y Sneed, 1987).

También fue necesario generar una definición auxiliar de organismo para incorporar el concepto de reclutamiento, para distinguir ese subconjunto de organismos de la misma población posible de ser capturado.

Por otro lado, como en la reconstrucción de Díaz y Lorenzano (2014) sólo desarrolló las variaciones continuas, fue necesario entonces las variaciones discretas como nuevas especializaciones terminales. Esta modificación en la reconstrucción se realizó solo para dos especializaciones, la especialización de poblaciones de Verhulst y la especialización de poblaciones estructuradas, necesarias para evaluar los modelos pesqueros, si bien se espera lo mismo ocurra en las otras. Mientras que en la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica Poblacional se esperaba que las ecuaciones o modelos con variaciones discretas sean capturadas por una rama distinta a las cuatro ramas o líneas de especialización por ellos trabajada, aquí se demostró que su introducción sólo producía modificaciones a nivel terminal de líneas o ramas ya existente. Por lo tanto no hizo falta, en este sentido, agregar una rama nueva.

La Teoría de la Dinámica Poblacional reestructurada por Díaz y Lorenzano (2014) no considera factores antrópicos como muchas otras teorías en ecología, ya que en sus comienzos la ecología estudió patrones y procesos naturales que no tenían en cuenta los procesos y factores de las actividades humanas. Díaz (2021) se pregunta sobre los roles de las teorías ecológicas en la explicación y predicción de los problemas ambientales que se suscitan por las actividades humanas, ¿se encuentran dentro del dominio de aplicación de las teorías ecológicas?, ¿cuáles son los obstáculos en la aplicación de dichas teorías? (p. 2). Este autor concluye que es posible utilizar las leyes fundamentales de las teorías ecológicas para hacer

predicciones cualitativas sobre el impacto de factores antrópicos dentro del dominio de aplicación de la dinámica poblacional. Este ha sido el caso de los modelos pesqueros en el marco de la Teoría de la Dinámica Poblacional, donde se incorporó como factor ambiental a la pesca con sus elementos propios, como la mortalidad por pesca y la captura, los cuales ingresan a los modelos como factores ambientales que afectan la dinámica poblacional y por lo tanto la *TCP*.

Los tres modelos analizados, se integran, con modificaciones a la Red Teórica de la Dinámica de Poblaciones reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014), quizá sea necesario a futuro revisar esta reconstrucción si se amplían los análisis.

La utilización del término “modelo”, es central en ecología y en especial en las ciencias pesqueras. Díaz y Lorenzano (2014) señalan que en ecología se llama usualmente “el modelo”, o incluso a veces “la teoría”, a lo que en terminología estructuralista es a) una ley especial (perteneciente a un elemento teórico especializado) que determina ciertos modelos y que se aplica a ciertos sistemas empíricos, fenómenos o a ciertas poblaciones de cierto tipo, y del que devienen modelos efectivos si se comportan como lo establece dicha ley especial (o ecuación matemática particular); b) un elemento teórico especializado, que contiene, además de sus modelos, determinados por la ley especial (o ecuación matemática particular) otros componentes (otros tipos de modelos: potenciales y parciales, condiciones de ligadura, vínculos interteóricos y conjunto de aplicaciones intencionales). Por este motivo muchas veces los ecólogos creen estar aplicando teorías diferentes cuando en realidad son especializaciones terminales distintas, o elementos teóricos terminales, dentro de la red teórica de una misma teoría, como ocurre con los modelos pesqueros enmarcados en la Teoría de la Dinámica Poblacional. Por tal motivo, la reconstrucción aquí presentada difiere respecto a la propuesta reconstructiva de Ibarra y Larrañaga (2011). Si bien los modelos pesqueros se desarrollaron de forma independiente a los de la ecología, lejos de ser clarificados por la noción de “constelaciones teóricas”, es decir, por modelos independientes o por ser (parte) de redes distintas, se ha demostrado que, contrariamente, son especializaciones terminales de una misma red, la misma que utilizan los modelos de los ecólogos de la conservación.

Por último, se describieron las publicaciones que generaron una controversia explícita entre las ciencias de la conservación y las pesqueras, encontrándose que los modelos pesqueros (cuando fueron explicitados) son factibles de ser reconstruidos como parte de la Teoría de la Dinámica de Poblaciones, por lo que la controversia no parece deberse a una disputa interteórica o entre teorías en competencia. Por el contrario, el análisis metateórico de los

modelos pesqueros ha permitido clarificar que, en tal caso, hay una disputa entre modelos de una misma red teórica, es decir, se da una disputa intrateórica y que lo que está en competencia son solamente especializaciones terminales de una misma teoría, aquellas que introducen una mortalidad provocada por factores externos a la población, como la pesca, de aquellas que no.

La metateoría estructuralista permitió elucidar el nivel epistemológico al que se dan las controversias sobre las diferentes visiones acerca de la situación de los ecosistemas marinos. Los modelos más simples de la biología de la conservación se encuentran subsumidos en Teoría de la Dinámica Poblacional reconstruida por Díaz y Lorenzano (2014), también se integran los tres modelos seleccionados como especializaciones terminales, cumplen su ley fundamental y, en este caso en particular, la pesca ingresa como un factor ambiental que determina la *TCP*.

En este sentido la discusión sobre los puntos de referencia para caracterizar los ecosistemas y determinar la situación en la que se encuentran se enmarcan fuera de la Teoría de la Dinámica Poblacional. Muchos de los aspectos discutidos en las publicaciones durante la controversia parecen deberse a cuestiones de perspectivas sobre los ecosistemas, es decir a aspectos no epistémicos. Se entiende por no-epistémico aquellos factores de naturaleza sociológica, incluyendo aspectos afectivos, contextuales, conductuales, éticos, comunicativos, organizativos, políticos, culturales, etc., que influyen o intervienen en la construcción de conocimiento científico, por el contrario, lo epistémico se asocia a lo racional y cognitivo, es decir al proceso de justificación de ese conocimiento científico (García-Carmona, 2021).

En este sentido, Jennings (2007) señala que todos tenemos opiniones sobre el estado del medio ambiente y el papel de la pesca; opiniones influidas por nuestros antecedentes, intereses, responsabilidades profesionales y opiniones políticas y ambientales. Por ello es inevitable para este autor que donde algunos científicos vean un uso sostenible otros vean un problema urgente de conservación. Este autor analiza las incompatibilidades entre objetivos de manejo de un ecosistema: 1) preservar el ecosistema natural, 2) establecer rendimientos máximos sostenibles de las especies objetivo, 3) mantener la biodiversidad de peces (ninguna especie con riesgo de extinción) y 4) lograr un rendimiento máximo sostenible de la comunidad de peces. Simula el comportamiento de 15 parámetros en relación con los objetivos y concluye que son incompatibles, bajos niveles de mortalidad por pesca llevan a cambios significativos en la comunidad, pero generarían pesquerías no productivas. El conflicto es aún mayor si se consideran los distintos usuarios, preservar el ecosistema o

utilizar el mismo, cuotas individuales transferibles (eficiencia económica) con empleo y distribución, etc., los objetivos de manejo son siempre un *trade off* entre los usuarios a los que ahora se suma la mirada de la conservación.

Para Hilborn (2007a) un manejo pesquero exitoso es aquel que cumple con objetivos biológicos y ecológicos (evaluar el rendimiento máximo sostenible, proteger a las especies en peligro de extinción y proteger el ecosistema), económicos (eficiencia), sociales (empleo, salario, respeto de la cultura) y políticos (evitar conflictos, lograr el acatamiento de las normas). Aunque pocas veces estos objetivos son explicitados, es necesario trabajar este *trade off* en conjunto con todos los usuarios del sistema (público general, consumidores, pescadores, biólogos de la conservación, científicos pesqueros, gobierno).

Pauly (2013) cuestiona las ciencias pesqueras y lista los problemas que acontecen en las pesquerías: capturas no reportadas, sobrepesca por ignorar las sugerencias científicas, expansión de las pesquerías geográfica, taxonómica y batimétricamente. Señala que las ciencias pesqueras no cuentan con el aparato conceptual para trabajar en temas de biodiversidad y que deben modificar y ampliar sus enfoques, además de considerar a otros usuarios y miradas, como la biología de la conservación para el manejo de las pesquerías.

Las controversias no terminaron en las publicaciones considerados en la presente tesis. En la actualidad las discusiones persisten sobre la instrumentación de áreas marinas protegidas como solución a los problemas de conservación y pesqueros en el mundo (Hilborn, 2007a; Pauly, 2013) y el efecto de la pesca de arrastre en los ecosistemas marinos (Amoroso et al., 2018; Kaiser et al., 2016; Walting y Norse, 1998).

Aunque el problema parece dirimirse en terrenos de los valores no-epistémicos, revisar los análisis actuales utilizando las herramientas de la metateoría estructuralista ayudaría a repensar cómo discutimos el estado de los ecosistemas. Los científicos pesqueros recurren a una modelización del mundo pesquero para tratar de dominar la incertidumbre y cuestionan la débil matematización de los científicos de la conservación, por utilizar indicadores que necesitan de un mayor análisis (por ejemplo, utilizar el dato de captura como proxy de la abundancia). Pero para los científicos de la conservación, estos indicadores son suficientes para justificar los problemas ambientales de los océanos.

En este sentido hay dos caminos posibles, primero es importante profundizar la reconstrucción de la Teoría de la Dinámica de la Población incorporando más modelos de las ramas de aplicación de la teoría y así analizar como los factores ambientales se introducen en este marco conceptual. Esto permitiría también encontrar los puntos de contactos de la ciencia

de la conservación y de las ciencias pesqueras, y aportar a la discusión en estas dos disciplinas, que tienen como objetivo la conservación de los ecosistemas marinos. En este sentido la metateoría estructuralista es una herramienta invaluable para elucidar los modelos que utilizan los científicos bajo un marco conceptual. Díaz y Lorenzano (2014) señalaron que su reconstrucción fue una primera aproximación a la teoría, y destacaron que la red teórica no es exhaustiva, en principio explicitan que no reconstruyen los modelos ecológicos discretos, y algunos fueron reconstruidos en la presente tesis, ni los modelos estocásticos.

Por último, es claro que los valores permean los métodos, resultados y discusiones, estos análisis necesitan de otras herramientas metateóricas. Gomez (2014) define valor como un factor que influye sobre el resultado de una decisión y que es valorado favorablemente en el contexto de determinada comunidad. Para este autor los compromisos valorativos y los intereses ligados a ellos dan forma a las practicas científicas en cualquier área de investigación, de muchas maneras: generación de motivos, preguntas y problemas, formulación y argumentación de las respuestas, adopción de métodos y teorías, usos, distribución y ejercicio del poder, reconocimiento, financiación y hasta en la composición misma de los grupos científicos en términos de clase, genero, raza, etnia y religión.

Longino (1997) propone un análisis desde el empirismo contextual, la justificación de hipótesis no sólo involucra la comparación de las hipótesis con los datos observacionales, sino también el análisis crítico de los datos, las hipótesis y el trasfondo de presuposiciones que sostienen su mutua relevancia. Tal análisis examina afirmaciones sobre la precisión de los datos, las condiciones de ejecución de los experimentos, el análisis y organización de éstos, la contribución teórica a la conformación de los datos, la coherencia conceptual de las hipótesis, su consistencia con la teoría sostenida en ese momento, etc. Examinando la relación entre datos y teoría, se identifica el trasfondo de presuposiciones que constituye su relación evidencial, y esas presuposiciones pasan a ser también objeto de análisis.

El enfoque de ciencia posnormal propuesto por Funtowitz y Ravetz (1993) implica investigación en la intersección entre ciencia y política donde las incertidumbres y la carga valorativa son cruciales. Puede ser interpretado como el proceso de elaboración de una política pública en el que se incorporan prioridades, personas, procedimientos, productos y análisis pos-normal, extendiéndose a la fase de implementación y seguimientos. Todo el proceso es en sí un sistema complejo donde se interrelacionan elementos naturales con otros técnicos y sociales, en los que colisionan pluralidad de actores y valores (Jiménez Buedo y Ramos Vielba, 2009).

En síntesis, se cumplió con el objetivo de la presente tesis el cuál era analizar las controversias entre los biólogos de la conservación y los científicos pesqueros en relación con el estado actual de los ecosistemas marinos, a la luz del instrumental provisto por el estructuralismo metateórico. Ambas disciplinas se integran a la Teoría de la Dinámica Poblacional a la cual se incorporaron especializaciones terminales que incluyeron factores ambientales antrópicos, en este caso particular, la pesca.

La metateoría estructuralista permitió dilucidar el nivel epistemológico de la controversia, no obstante ampliar la reestructuración de la Teoría de la Dinámica de Poblaciones sería una fructífera tarea para ordenar los desarrollos actuales de las distintas disciplinas que aplican la teoría. Díaz (2019) sostiene que en las explicaciones ecológicas se construyen y adaptan modelos para situaciones específicas y la concepción semántica permitiría ordenar estos innumerables modelos (ecuaciones matemáticas) que se desarrollan, dando la percepción de una teoría en sí misma en la mayoría de los casos, pero las reconstrucciones demuestran que en realidad estas ecuaciones son la representación de los modelos de las teorías, como fue el caso de la teoría de gradientes reconstruida por el autor y la reconstrucción de los modelos de la ciencias pesqueras de esta tesis. Díaz (2019) señala “esto es en parte lo que menciona Sneed cuando afirma que en una teoría hay dos niveles conceptuales, por un lado, un campo de aplicaciones empíricas y la estructura teórica que sistematiza dicho campo por otro, hecho que ratifica Moulines” (pag. 280).

En el manejo de los ecosistemas marinos intervienen muchos actores con diferentes y contradictorios intereses, históricamente este manejo era un tema sólo de las ciencias pesqueras, pero en la actualidad se suma la biología de la conservación preocupada por el estado de conservación de las poblaciones sujetas a explotación y el impacto de la pesca en los ecosistemas marinos. El estado de las poblaciones pesqueras es evaluado en las ciencias pesqueras en la rama que se denomina evaluación de poblaciones o stock (*stock assessment*) que tiene como objetivo entender cómo afecta la pesca a la dinámica poblacional y fundamentalmente a partir de este análisis hacer recomendaciones de captura y esfuerzo. Con las herramientas de la metateoría estructuralista fue posible enmarcarla los modelos de la biología de la conservación y de la evaluación de poblaciones de las ciencias pesqueras bajo la Teoría de la Dinámica Poblacional, pero las discusiones sobre los puntos de referencia para señalar si las poblaciones están o no colapsadas o sobre cuanto sería recomendable extraer de las poblaciones excede esta Teoría, aún más el análisis de estrategias de manejo posibles para mejorar el estado de los ecosistemas. Así, encontrándose otros aspectos no-epistémicos otros

enfoques permitirían analizar esta controversia, el empirismo contextual o los enfoques de ciencia pos-normal entre ellos. La presente tesis es un primer aporte para dilucidar los fundamentos epistemológicos de las controversias, queda aún mucho para analizar con el instrumental estructuralista para completar la red teórica de la Teoría de la Dinámica Poblacional y avanzar así en las reconstrucciones de los modelos de implementación de las teorías ecológicas, también queda pendiente el análisis con otros enfoques metateóricos y que permita a todos los actores aportar a un verdadero trabajo conjunto de las ciencias pesqueras y biología de la conservación que redundaría en la salud de los ecosistemas.

Referencias

- Abreu Jr., C.; Lorenzano, P. y Moulines, C. U. (2013). Bibliography of Structuralism III (1995-2012, and Additions). *Metatheoria* 3(2), 1-36.
- Amoroso, R. O., Pitcher, C. R., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Parma, A. M., Suuronen, P. y Baird, S. J. (2018). Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(43), E10275-E10282.
- Balzer, W., Moulines, C. U. y Sneed, J. D. (1987). *An Architectonic for Science. The Structuralist Program*. Dordrecht: Reidel. (Versión castellana de P. Lorenzano (Trd.) (2012). Una arquitectónica para la ciencia. El programa estructuralista. Bernal: Universidad Nacional de Quilmes.
- Begon, M., Townsend, C. y Harper, J. (2006), *Ecology: From Individuals to Ecosystem*, Malden: Blackwell Publishing.
- Bernabé F., Federico L. (2019). Apunte de Cátedra. Filosofía e Historia de la vida. Maestría en Filosofía. Universidad Nacional de Quilmes.
- Berryman, A. (2003). On Principles, Laws and Theory in Population Ecology, *Oikos* 103(3), 695-701.
- Branch, T. A. (2008). Not all fisheries will be collapsed in 2048. *Marine Policy*, 32(1), 38-39.
- Brown, P. T., Hanley, H., Mahesh, A., Reed, C., Strenfel, S. J., Davis, S. J., ... y Clements, C. B. (2023). Climate warming increases extreme daily wildfire growth risk in California. *Nature*, 621(7980), 760-766.
- Brown, P. T. (2024, septiembre 5). I Left Out the Full Truth to Get My Climate Change Paper Published. *The Free Press. For Free People*. <https://www.thefp.com/p/i-overhyped-climate-change-to-get-published>.
- Burgman, M. A., Ferson, S y Akcakaya, H. R. (1993). *Risk assessment in conservation biology*. Chapman & Hall.
- Cadima, E. L. (2003), Fish stock assessment manual. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 393. Rome: FAO.
- Cochrane, K. L. (ed.) (2005), Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. *FAO Documento Técnico de Pesca*. No. 424. Roma: FAO.

- Díaz, M. (2019). *Reconstrucción de la Teoría de Gradientes Espaciales de Riqueza de Especies*. [Tesis Doctoral. Doctorado en Epistemología e Historia de la Ciencia. Universidad Nacional de Tres de Febrero].
- Díaz, M. (2021). *El estatus de las teorías de la ecología y su rol en los problemas ambientales*. Proyecto de investigación PICT 2018-3454 (ANPCyT, Argentina).
- Díaz, M., y Lorenzano, P. (2014). *Reconstrucción de la teoría de dinámica de poblaciones en ecología*. IX Encuentro Iberoamericano de Metateoría Estructuralista, Barcelona, España.
- Díez, J. A. y Moulines, U. (1997). *Fundamentos de filosofía de la ciencia*, Barcelona: Ariel.
- Díez, J. A., y Lorenzano, P. (eds). (2002). *Desarrollos actuales de la metateoría estructuralista: problemas y discusiones*. Bernal, Buenos Aires: Universidad Nacional de Quilmes.
- FAO. (1999). La ordenación pesquera. *FAO Ordenaciones Técnicas para la pesca responsable*. No. 4. Roma: FAO.
- Funtowicz S. O. y Ravetz J. R. (1993). *La ciencia posnormal. Ciencia con la gente*. Icaria Antrazyt Ecología.
- García-Carmona, A. (2021). Prácticas no-epistémicas: ampliando la mirada en el enfoque didáctico basado en prácticas científicas. *Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias*, 18(1).
- Ginnobili, S. (2009). *La tarea de reconstruir una teoría científica breve introducción a las nociones básicas estructuralistas*. [Fragmento del capítulo II, de la Tesis Doctoral Un análisis metateórico de cómo se estructura las teorías científicas en los libros de texto universitarios. El caso de la bioquímica dinámica, Universidad Nacional de Tres de Febrero].
- Gómez, R. J. (2014). La dimensión valorativa de las ciencias. Hacia una filosofía política. *Tecnología & Sociedad*, 81.
- Gotelli N. J. 2008. *A primer of Ecology*. Fourth Edition. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers Sunderland.
- Haddon, M. (2001). *Modelling and quantitative methods in fisheries*. Chapman and Hall/CRC.
- Hasting, A. (1997). *Population biology. Concepts and Modelos*. Springer.

- Hastings, A. (2011). Single Species Population Dynamics and its Theoretical Underpinnings. En: Scheiner, S. M., & Willig, M. R. (Eds.). *The theory of ecology*. University of Chicago Press.
- Hilborn, R. y Walters, C. J. (1992). *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Boston, Springer US.
- Hilborn, R. (2006). Faith-based fisheries. *Fisheries*, 31(11), 554-555.
- Hilborn, R. (2007a). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy*, 31(2), 153-158.
- Hilborn, R. (2007b). Reinterpreting the state of fisheries and their management. *Ecosystems*, 10(8), 1362-1369.
- Hilborn R. Letters. (2007c). Biodiversity Loss in the Ocean: How Bad Is It? *Science*. Vol. 316
- Hoggarth, D. D., Abeyasekera, S., Arthur, R. I., Beddington, J. R., Burn, R. W., Halls, A. S., Kirkwood, G. P., McAllister, M., Medley, P., Mees, C. C., Parkes, G. B., Pilling, G. M., Wakeford, R. C. y Welcomme, R.L. (2006), Stock assessment for fishery management – A framework guide to the stock assessment tools of the Fisheries Management Science Programme (FMSP). *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 487. Rome: FAO.
- Holker F., Beare D., Dorner H., Di Natale A., Ratz H.J., Temming, A. y Casey, J. Technical comment. 2007. Comment on “Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services”. *Science*, 316(5829), 1285.
- Ibarra, A. y Larrañaga, J. (2011). De las redes teóricas a las constelaciones de elementos teóricos: las prácticas científicas en la Ecología de Poblaciones. *Metatheoria*, 1(2), 167-193.
- Jacovkis, P. M. y Peña, S. F. (2022). A 25 años del ‘affaire Sokal’: ciencia, imposturas y condicionamientos. *Revista Ciencia Hoy*, 30 (178).
- Jennings, S. (2007). Reporting and advising on the effects of fishing. *Fish and Fisheries*, 8(3), 269-276.
- Jiménez Buedo, M. y Ramos Vielba, I. (2009). ¿Más allá de la ciencia Académica?: Modo 2, ciencia posacadémica y ciencia posnormal. *ARBOR Ciencia, Pensamiento y Cultura* CLXXXV 738, 721-737.
- Kaiser, M. J., Hilborn, R., Jennings, S., Amaroso, R., Andersen, M., Balliet, K., ... y Sutherland, W. J. (2016). Prioritization of knowledge-needs to achieve best practices for bottom trawling in relation to seabed habitats. *Fish Fish* 17, 637–663.
- Krebs, C. J. (2009), *Ecology*, 6th edition. Benjamin Cummings.

- Longhurst, A. (2007). Doubt and certainty in fishery science: Are we really headed for a global collapse of stocks? *Fisheries Research*, 86(1), 1-5.
- Longino, H. (1997). Feminismo y filosofía de la ciencia. En: González, M; López, J. y Luján, J. L. (Ed.). *Ciencia, tecnología y sociedad*, 71-83.
- López Viega, E. C. (2000). *Manual de Política Pesquera. Tomo II*. Xunta de Galicia.
- Lorenzano, C. (2010). Concepción estructural del conocimiento científico, metodología de los programas investigativos y criterios para formular políticas de investigación. *Electroneurobiología* 18(1), 3-254.
- Lorenzano, P. (2004). *Filosofía de la ciencia* – 1 ed. Bernal, Buenos Aires, Universidad Nacional de Quilmes.
- Lorenzano, P. (2012a). Base empírica global de contrastación, base empírica local de contrastación y aserción empírica de una teoría. *Agora: papeles de Filosofía*, 31(2).
- Lorenzano, P. (2012b). Estructuras y aplicaciones intencionales: inconmensurabilidad teórica y comparabilidad empírica en la historia de la genética clásica. En: Lorenzano, P. y Nudler, O (Ed.). *El camino desde Kuhn: la inconmensurabilidad hoy*. Madrid: Biblioteca Nueva.
- Magnusson, A. y Hilborn, R. (2007). What makes fisheries data informative? *Fish and Fisheries* 8, 337-358.
- Murawski S., Methot, R. y Tomble, G. Letters. 2007. Biodiversity Loss in the Ocean: How Bad Is It? *Science*, 316(5829), 1281-4.
- Myers, R. A. y Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937), 280-283.
- Pauly, D. (2013). Beyond duplicity and ignorance in global fisheries. *Pacific Ecologist* (20), 32-37.
- Primack, R. B. (2008). *A primer of conservation biology*. Sunderland: Sinauer Associates.
- Quinn, T. J., y Deriso, R. B. (1999). *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press.
- Shea, K., y NCEAS Working Group on Population Management. (1998). Management of populations in conservation, harvesting and control. *TREE* 13(9), 371-378.
- Sher, A. (2022). *An introduction to conservation biology*. Oxford University Press.
- Thacker, J. R. (2002). *An introduction to arthropod pest control*. Cambridge University Press.
- Turchin, P. (2001), “Does Population Ecology Have General Laws?”, *Theoretical Ecology* 1, 21-28.

- Watling, L. y Norse, E. A. (1998). Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology*, 12(6), 1180-1197.
- Wilberg M. J. y Miller, T. J. Technical comment. (2007). Comment on “Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services”. *Science*, 316(5829), 1285.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., ... y Sala, E. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787-790.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B.S., ... y Watson, R. (2007). Response to Comments on “Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services”. Technical Comment. *Science*, 316(5829).
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., ... y Jensen, O. P. (2009). Rebuilding global fisheries. *Science*, 325(5940), 578-585.