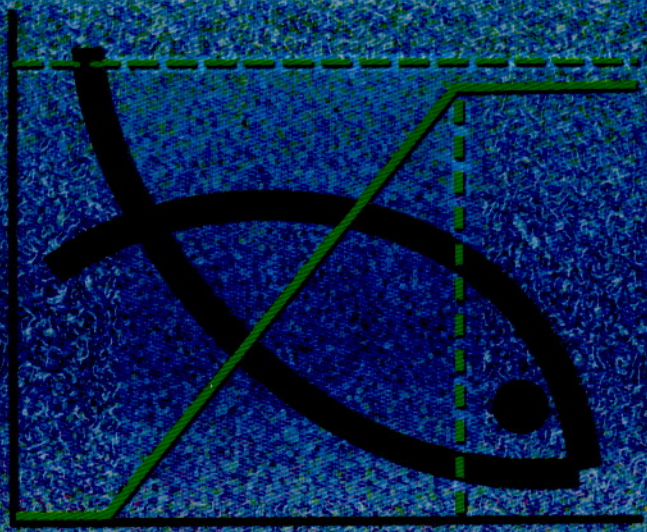
В.К. БАБАЯН

ПРЕДОСТОРОЖНЫЙ ПОДХОД к оценке ОБЩЕГО ДОПУСТИМОГО УЛОВА (ОДУ)



Издательство ВНИРО

Государственный комитет Российской Федерации по рыболовству

Федеральное государственное унитарное предприятие
"Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства
и океанографии" (ВНИРО)

State Committee for Fisheries of the Russian Federation

Federal State Unitary Enterprise
"Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography" (VNIRO)

V.K. Babayan

Precautionary Approach to Assessment of Total Allowable Catch (TAC)

Analysis and practical recommendations

Moscow
VNIRO Publishing
2000

В.К.Бабаян

Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ)

Анализ и рекомендации по применению

Москва
Издательство ВНИРО
2000

УДК 639.2.055

Бабаян В.К.

Б12 Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ): Анализ и рекомендации по применению.– М.: Изд-во ВНИРО, 2000.– 192 с.

Интегрированным выражением современных представлений о рациональном использовании промысловых биоресурсов является концепция предосторожного подхода к управлению рыболовством. Эта концепция относится ко многим научным и производственным аспектам рыбохозяйственной деятельности, однако к настоящему времени только в области регулирования рыболовства с помощью общего допустимого улова (ОДУ) получила практическое воплощение и стала объектом повсеместного внедрения.

В работе предпринята попытка проанализировать и обобщить накопленный в данной области отечественный и зарубежный опыт и на этой основе разработать методологию предосторожного подхода к оценке ОДУ, отвечающую интересам российского рыболовства. Большое место в работе занимает рассмотрение ключевых вопросов практического применения предлагаемой методологии: от расчета биологических ориентиров до оценки эффективности выбранной стратегии регулирования и обоснования рекомендуемой величины ОДУ. В Приложении приводится ряд справочных материалов, в том числе тематические выдержки из документов ООН и ФАО и краткий словарь специальных терминов.

Книга предназначена для широкого круга специалистов по промысловой биологии и регулированию рыболовства.

Babayan V.K.

Precautionary Approach to Assessment of Total Allowable Catch (TAC): Analysis and practical recommendations.– M.: VNIRO Publishing, 2000.– 192 p.

Concept of precautionary approach to fishery management is an integrated expression of contemporary ideas regarding the rational use of exploited fishery resources. This concept is applicable to many scientific and economic aspects of fishery activities but currently it is really used mainly in the area of fishery management with the help of TAC, being generally implemented now.

The book attempts to analyze and generalize home and foreign experience accumulated in the field, and on this basis to develop a methodology of precautionary approach to TAC assessment to meet the interests of Russian fisheries. Much place in the work is occupied by consideration of the key issues of the theory — from calculation of biological reference points to assessment of performance of the management strategy chosen and the substantiating advices on TAC levels. Some reference materials are given in the Appendicies, including the relevant excerpts from UN and FAO documents and a concise glossary of special terms.

The book is recommended to specialists in fishery biology and fisheries management.

ISBN 5-85382-211-x

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время, когда большинство традиционных объектов промысла переловлено или находится в напряженном состоянии перелова, а потребность в добыче промысловых гидробионтов постоянно возрастает, во многих районах Мирового океана возникла реальная угроза необратимого подрыва сырьевой базы национального и международного рыболовства. Сложившаяся неблагоприятная ситуация во многих случаях усугубляется неполнотой и низким качеством доступной информации, необходимой для управления такими запасами. Все это заставило пересмотреть приоритеты рационального рыболовства, поставив на первое место гарантированное обеспечение биологической безопасности промысловых биоресурсов в условиях неопределенности.

Осенью 1995 г. были приняты документы, которым, по всей вероятности, предстоит во многом определять политику международного и национального рыболовства в начале третьего тысячелетия. Один из них, «Соглашение об осуществлении положений Конвенции ООН по морскому праву от 10 декабря 1982 г., касающихся сохранения трансграничных рыбных запасов и запасов далеко мигрирующих видов рыб и управления ими» [UN, 1995]*, ратифицированный Россией 26 апреля 1997 г., обязателен для исполнения всеми присоединившимися к нему странами. Второй — «Кодекс ведения ответственного рыболовства» [FAO, 1995] носит рекомендательный характер, однако включает в себя ряд положений, отражающих содержание уже действующих законодательных актов международного права в области рыболовства. Оба документа устанавливают принципы и нормы рационального использования рыбных ресурсов, призванные регламентировать все основные виды рыбохозяйственной деятельности — от оценки запасов до переработки пойманной рыбы. При этом, если область применения первого документа — промысловые запасы трансграничных и далеко мигрирующих видов рыб, то действие второго распространяется на все «живые водные ресурсы». Особый практический интерес в упомянутых выше документах вызывают принципы управления запасами, в рамках концепции предосторожного подхода [Бабаян, 1998а].

*Соглашение вступает с силу после того, как к нему присоединится 31 страна. К концу 2000 г. Соглашение подписали 29 стран.

Новый подход к управлению запасами позволяет находить более взвешенный компромисс между текущими задачами промысла и его интересами на отдаленную перспективу, обеспечивая в каждом конкретном случае необходимые условия для осуществления рационального рыболовства. Это помогает поддерживать оптимально высокий уровень репродуктивной способности запасов и тем самым избегать необходимости принятия радикальных решений, ведущих к резкому ограничению промысла и, как следствие, к возникновению социально-экономических проблем.

Следует особо подчеркнуть, что одним из основных принципов предосторожного подхода является *предупреждение* негативных для запаса последствий промыслового воздействия. Этот принцип полностью отвечает положениям закона Российской Федерации «Об экологической экспертизе» (1995), которые, в частности, исходят из «презумпции потенциальной экологической опасности любой намечаемой хозяйственной и иной деятельности» (гл.1, ст.3), а главную цель самой экологической экспертизы определяют как *предупреждение* «возможных неблагоприятных воздействий этой деятельности на окружающую природную среду и связанных с ними социальных, экономических и иных последствий реализации объекта экологической экспертизы» (гл.1, ст.1).

Начавшийся несколько лет назад процесс внедрения идеологии и принципов предосторожного подхода в практику рыболовства потребовал кардинального пересмотра многих разделов традиционной методологии информационного обеспечения решений по управлению промысловыми запасами. В первую очередь это коснулось технологии оценки общего допустимого улова (ОДУ), который является общепринятым управляющим параметром при регулировании рыболовства. Необходимо отметить, что благодаря исторически сложившимся региональным особенностям рыболовства было разработано несколько версий схемы регулирования, основанных на различной интерпретации отдельных положений предосторожного подхода, что значительно усложнило задачу его унификации.

В настоящей работе сделана попытка обобщения многочисленных материалов по теории и практике предосторожного подхода в виде методологии обоснования величины ОДУ, приблизив ее к отечественной практике прогнозирования уловов.

Автор выражает признательность к.б.н. В.М.Борисову, к.ф.-м.н. Т.И.Булгаковой, к.т.н. Д.А.Васильеву и д.б.н. Е.М.Малкину, которые ознакомились с рукописью и сделали ряд полезных замечаний.

1. Традиционный подход к управлению промысловыми биоресурсами

1.1. Общие принципы управления промысловыми запасами

В общем, упрощенном виде технологию управления запасом (а точнее, его продуктивностью) можно рассмотреть на примере параболической зависимости прибавочной продукции запаса Y(прироста биомассы запаса за вычетом потерь по естественным причинам) от его биомассы B [Schaefer, 1954]. Эта зависимость обычно рассматривается при равновесных условиях, когда запас находится в состоянии статического равновесия с окружающей средой (рис. 1.1).

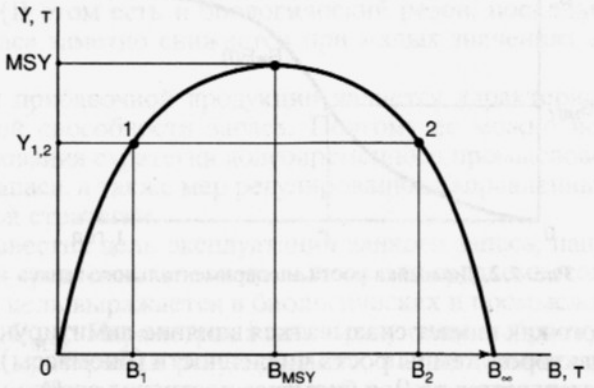


Рис. 1.1. Равновесная продукционная кривая Y=Y(B)

Такая форма продукционной кривой обусловлена влиянием лимитирующих природных факторов, действие которых на запас возрастает с увеличением биомассы (плотности) запаса. Это явление известно как плотностная регуляция запаса. Для пояснения механизма плотностной регуляции проведем воображаемый эксперимент, поместив несколько пар половозрелых особей в замкнутый водоем, где имеются все условия для их роста и размножения. Первое время, пока особей в водоеме еще немного, совокупный прирост биомассы будет незначительным. Однако с каждым нерестом темпы увеличения численности, а следовательно, и биомассы будут возрастать.

Процесс ускоренного роста будет продолжаться до момента t* (рис. 1.2), когда его начнет сдерживать ограниченная емкость среды обитания, которая характеризуется прежде всего величиной кормовой базы, а также другими лимитирующими факторами, например объемом жизненного пространства. На графике динамики роста экспериментального запаса (см. рис. 1.2) максимальная скорость роста биомассы определяется точкой перегиба логистической кривой B = B(t). Очевидно, что в условиях равновесия биомасса, при которой запас достигает своей наибольшей продуктивности, т.е. генерирует максимальную прибавочную продукцию, соответствует величине B_{MSY} (см. рис. 1.1).

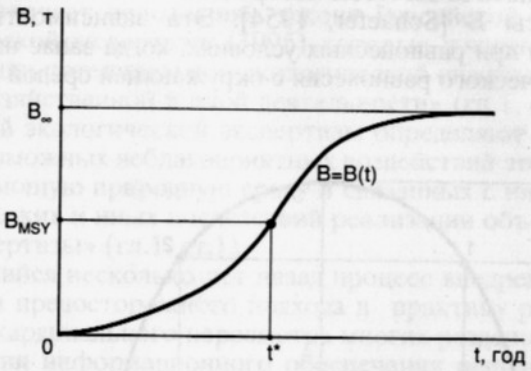


Рис. 1.2. Динамика роста экспериментального запаса

После того как начнет сказываться влияние лимитирующих плотностных факторов, темпы роста численности (биомассы) запаса постепенно уменьшатся до 0, а биомасса достигнет своего максимального уровня B_∞, определяемого емкостью среды.

Возвращаясь к рис. 1.1, представим, что рассматриваемый запас стал объектом промыслового использования. Сохраняя сделанное ранее допущение о равновесном состоянии запаса, будем считать промысел фактором окружающей среды, с которым у запаса мгновенно устанавливается равновесие. Тогда, выразив интенсивность промысла в единицах эффективного промыслового усилия E, заметим, что при постепенном увеличении уровня эксплуатации биомасса запаса будет уменьшаться, вызывая соответствующий рост его продуктивности, пока в точке $E=E_{MSY}$ величина прибавочной продукции не достигнет своего наибольшего значения. При дальнейшем увеличении усилия биомасса, а вместе с ней и продуктивность запаса постепенно снизятся до 0, и запас потеряет свое промысловое значение. (Строго говоря, запас, как правило, теряет промысловое значение задолго до этого, когда падение уловов делает промысел нерентабельным.)

Анализ продукционной зависимости приводит к трем важным выводам:

1. Запасом, а точнее его продуктивностью, можно управлять с помощью регулирования интенсивности промысла.

2. Поддерживая промысловое усилие на определенном уровне, можно получать устойчивые уловы, равные соответствующему значению прибавочной продукции. (В этом контексте термины «максимальный устойчивый улов», MSY, и «максимальная прибавочная продукция» полностью тождественны.)

3. Один и тот же устойчивый улов можно получить при двух разных значениях биомассы запаса (см. рис. 1.1), поэтому экономически выгодней не допускать сокращения биомассы запаса ниже уровня B_{MSY}. (В этом есть и биологический резон, поскольку устойчивость запаса заметно снижается при малых значениях его биомассы.)

Кривая прибавочной продукции является характеристикой продукционной способности запаса. Поэтому ее можно использовать для обоснования стратегии долговременного промыслового использования запаса, а также мер регулирования, направленных на реализацию этой стратегии.

Если известна цель эксплуатации данного запаса, например максимизация среднемноголетнего вылова или среднемноголетней прибыли, эта цель выражается в биологических и промысловых терминах: B_{MSY}, E_{MSY}. Параметры, характеризующие выбранную цель, называются критериями регулирования, или целевыми ориентирами управления. После этого намечается последовательность действий по изменению состояния запаса до его целевого уровня. В зависимости от состояния запаса, при котором начата реализация стратегии его рационального использования, управление может быть направлено, например, на его восстановление (если $B<B_{MSY}$), снижение (если $B>B_{MSY}$) или поддержание на исходном уровне (если $B\approx B_{MSY}$). Целенаправленное воздействие на запас осуществляется с помощью научно обоснованных мер регулирования рыболовства, к которым относятся ограничения на различные составляющие промысловой деятельности: вылов, сроки и районы лова, селективность орудий лова и др. Критерии регулирования при этом выполняют роль своеобразных точек отсчета, относительно которых определяется удаление текущего состояния запаса от целевого и оценивается величина

промыслового воздействия для внесения необходимых корректив в динамику запаса.

К сожалению, на практике допущение о равновесии системы запас–промысел в подавляющем большинстве случаев оказывается несостоятельным и, следовательно, нарушается строгая зависимость между интенсивностью промысла и прибавочной продукцией. Кроме того, при управлении с помощью интенсивности промысла в реальных условиях не удается обеспечить эффективный контроль интенсивности как меры промыслового воздействия на запас в терминах промыслового усилия или мгновенного коэффициента промысловой смертности. Квотирование интенсивности промысла с последующим контролем освоения выделенных квот также представляет собой трудноразрешимую на практике проблему. Эти трудности во многом устраняются, если регулирование промысла осуществляется путем установления общего допустимого улова (ОДУ), который по определению является величиной, производной от рекомендуемого значения интенсивности промысла и текущей величины биомассы запаса.

1.2. Концепция общего допустимого улова (ОДУ)

Общий допустимый улов — это биологически приемлемая для запаса величина годового вылова, соответствующая долговременной стратегии рационального промыслового использования данного запаса. ОДУ является основной мерой регулирования промысла, с помощью которой осуществляется научно обоснованное управление эксплуатируемым запасом.

Процедура оценки ОДУ может включать в себя различные методы, объединенные рамками избранного алгоритма расчетов, конечным этапом которого является соотношение, связывающее искомую оценку с рекомендуемым значением интенсивности промысла и прогнозом величины промысловой части запаса.

Общий принцип оценки ОДУ крайне прост и заключается в следующем:

$$ОДУ_i = I_{rec_i} FSB_i , \qquad (1.1)$$

где i — индекс года промысла; I_{rec} — рекомендуемое значение интенсивности промысла; FSB — биомасса промысловой части запаса.

Нетрудно заметить, что оценка ОДУ предусматривает решение двух самостоятельных задач: оценку биомассы запаса и обоснование величины управляющего воздействия на запас [Бабаян, 1982]. Оценка, а точнее прогноз состояния запаса в год i получается на основе

анализа особенностей динамики запаса по данным за имеющийся период наблюдений и экстраполяции выявленных тенденций на заданную перспективу. Оценка рекомендуемого промыслового воздействия на запас учитывает продукционные возможности запаса и напрямую связана с заранее принятыми целями и стратегией его эксплуатации. При этом рекомендуемая интенсивность промысла не должна превышать некоторый уровень, который отвечает продукционному потенциалу запаса и обычно ассоциируется с максимальным устойчивым уловом (MSY).

В зависимости от того, в каких терминах выражается интенсивность промысла, возможны 3 варианта записи исходной формулы оценки ОДУ:

1. I = F (мгновенный коэффициент промысловой смертности)

$$ОДУ_i = F_{rec_i} \overline{FSB_i} , \qquad (1.2)$$

где $\overline{FSB_i}$ — средняя биомасса промысловой части запаса в год i.

2. I = E (эффективное промысловое усилие)

$$ОДУ_i = qF_{rec_i} \overline{FSB_i} , = q E_{rec_i} \overline{FSB_i}$$

$$\text{или} \quad ОДУ_i = E_{rec_i} \overline{U_i} , \qquad (1.3)$$

где $\overline{U_i} = q\overline{FSB_i}$ — среднее значение улова на единицу промыслового усилия в год i; q — коэффициент улавливаемости, q=F/E.

3. I = φ (коэффициент промысловой убыли)

$$ОДУ_i = \varphi_{rec_i} FSB_{0i} , \qquad (1.4)$$

где FSB_{0i} — величина биомассы промысловой части запаса в начале года i.

Следует отметить, что в случае, когда для оценки FSB используются методы, учитывающие возрастную структуру запаса,

$$ОДУ_i = \sum_{j-m}^{n} F_{rec_{i,j}} \overline{FSB_{i,j}} , \qquad (1.5)$$

где j — индекс возрастной группы; m и n — индекс соответственно самой младшей и самой старшей представленной в уловах возрастной группы; $\overline{FSB_{i,j}}$ — среднее значение биомассы особей возраста j в год i.

При сепарабельном (раздельном) представлении промысловой смертности

$$ОДУ_i = F^{tot}_{rec_i} \sum_{j-m}^{n} s_j \overline{FSB_{i,j}}, \quad (1.6)$$

где $F^{tot}_{rec_i}$ — рекомендуемое значение общего мгновенного коэффициента промысловой смертности в год i; s_j — возрастная составляющая мгновенного коэффициента промысловой смертности годового класса j, связанная с $F^{tot}_{rec_i}$ соотношением:

$$F_j = s_j F^{tot}_{rec_i},$$

s_j считается постоянной для всего рассматриваемого интервала времени.

Расчетные формулы, аналогичные выражениям 1.5 и 1.6, будут справедливы и для случая, когда учитывается не возрастная, а размерная структура запаса. Для этого оценки биомассы и промысловой смертности возрастных групп должны быть заменены оценками соответствующих параметров размерных групп.

Таким образом, *в рамках регулируемого рыболовства ОДУ следует рассматривать как управляемый параметр промысла, с помощью которого осуществляется воздействие на запас в целях реализации принятой для него стратегии эксплуатации.*

1.3. Представление об адаптивном управлении запасами

Традиционный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ) основан на простейшей стратегии регулирования, состоящей в том, что запас эксплуатируется при всех возможных его состояниях с одинаковой интенсивностью, рассчитанной с учетом долгосрочных целей промыслового использования запаса и равновесной зависимости продуктивности запаса от уровня эксплуатации. (Здесь и далее под интегральным показателем состояния промыслового запаса будем понимать величину его биомассы.) При таком подходе рекомендуемые значения интенсивности промысла в расчетных формулах предыдущего раздела заменятся на целевые ориентиры, выраженные в соответствующих единицах измерения:

$$ОДУ_i = I_{tr} FSB_i, \quad (1.7)$$

где I_{tr} — целевой ориентир управления по интенсивности промысла, I_{tr} = const для всех $FSB_i > 0$.

Несмотря на простоту, традиционный подход обладает свойствами адаптивного управления, позволяя корректировать оценку ОДУ в

зависимости от текущего состояния запаса. Действие механизма адаптивного управления можно рассмотреть с помощью графика продукционной кривой Y=Y(F) (рис. 1.3), на котором в координатах (C, F) представлены три произвольных состояния запаса (C и F — фактические значения улова и промысловой смертности для рассматриваемых значений промыслового запаса).

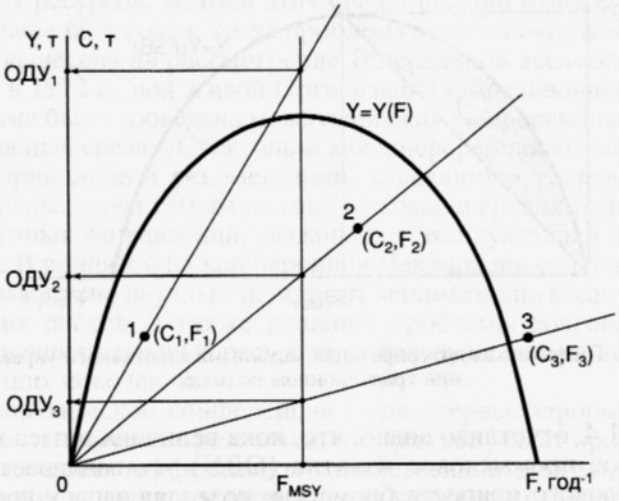


Рис. 1.3. Традиционный подход к оценке ОДУ

Проведем прямые через начало координат и точки 1, 2 и 3, отвечающие определенным состояниям запаса. Очевидно, что наклоны этих прямых тем больше, чем больше соответствующая величина промыслового запаса ($Y_i/F_i = FSB_i$).

Пусть целевым ориентиром (критерием регулирования) по интенсивности промысла выбрана промысловая смертность, максимизирующая прибавочную продукцию запаса при равновесных условиях, F_{MSY}. Тогда процедуру оценки ОДУ по формуле (1.7) можно графически интерпретировать как нахождение ординаты точки пересечения прямой, характеризующей состояние запаса в год i, с перпендикуляром к оси абсцисс, проходящим через точку F_{MSY}. Для трех рассматриваемых состояний запаса получим:

$$\text{при } FSB_1 > FSB_2 > FSB_3$$

$$ОДУ_1 > ОДУ_2 > ОДУ_3.$$

Таким образом, чем меньше запас, тем меньше величина ОДУ и наоборот, причем если $FSB_i > FSB_{MSY}$, то $ОДУ_i > MSY$.

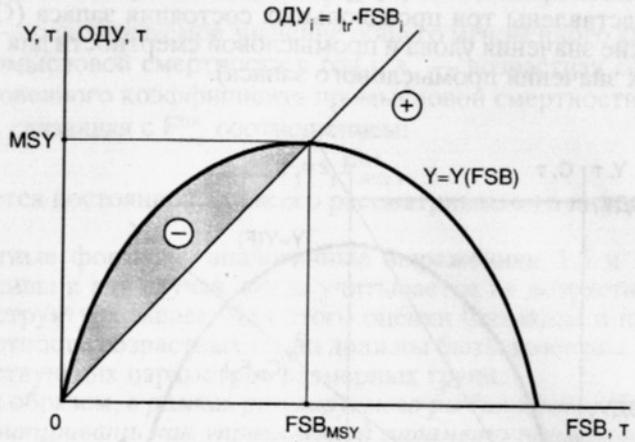


Рис. 1.4. Графическая интерпретация механизма адаптивного управления при традиционном подходе

На рис. 1.4. отчетливо видно, что, пока величина запаса мала, рекомендуемое промысловое изъятие (ОДУ) устанавливается ниже чистого годового прироста биомассы, позволяя запасу постепенно восстанавливаться до целевого уровня биомассы, FSB MSY. Если запас переходит целевой уровень, объем ОДУ превосходит величину прибавочной продукции, возвращая запас к наиболее продуктивному состоянию, т.е. к точке FSB_{MSY}.

2. Предосторожный подход к управлению промысловыми биоресурсами

Предосторожный подход к оценке ОДУ наиболее полно отражает современные представления о рациональном использовании живых природных ресурсов. Истоки этих представлений относятся ко второй половине 60-х годов, когда проблема защиты окружающей среды была вынесена на рассмотрение Генеральной ассамблеей ООН. Позднее, в 1972 г., под эгидой Организации Объединенных Наций в Стокгольме была проведена международная конференция «Человек и окружающая среда». Стокгольмская конференция выработала ряд важных принципов и рекомендаций, касающихся сохранения природной среды, и тем самым на многие годы вперед определила развитие научных направлений, связанных с эксплуатацией природных ресурсов. В принятой на конференции Декларации содержался призыв к применению научных знаний для минимизации и контроля экологических рисков, а также решения проблемы долговременного использования природных ресурсов на пользу не только нынешнего, но и будущих поколений.

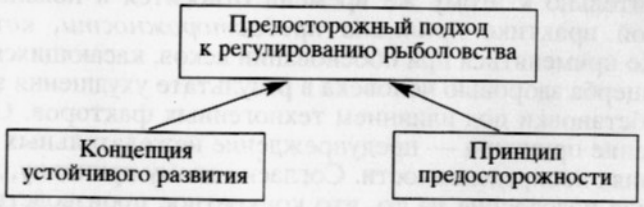
На Стокгольмской конференции была впервые сформулирована *концепция устойчивого развития*, которая допускает принципиальную возможность эффективной хозяйственной деятельности при обязательном условии предотвращения ущерба окружающей среде. (При последующей детализации этой концепции применительно к рыболовству «предотвращение ущерба окружающей среде» стало интерпретироваться как восстановление и последующее сохранение устойчивости запаса и водной экосистемы в целом на высоком уровне продуктивности в процессе их промысловой эксплуатации.)

Приблизительно к этому же времени относится и появление в юридической практике *принципа предосторожности*, который стал широко применяться при обосновании исков, касающихся компенсации ущерба здоровью человека в результате ухудшения экологической обстановки под влиянием техногенных факторов. Основное назначение принципа — предупреждение нежелательных событий в условиях неопределенности. Согласно этому принципу, любое обоснованное подозрение на то, что конкретное производство или промышленная технология представляет опасность для здоровья или жизни человека, служит достаточным основанием для немедленного закрытия данного предприятия или запрещения данной технологии. При этом отсутствие исчерпывающих научных данных, одно-

значно подтверждающих такую опасность, не может служить причиной для отсрочки запрета. Вскоре принцип предосторожности был распространен на всю природоохранную деятельность, следствием чего стало, например, запрещение дрифтерного лова, введенное решением ООН с 30 июня 1992 г. (Резолюция Генеральной Ассамблеи ООН 44/222 от 22 декабря 1989 г.). Основанием для этого решения послужили достаточно спорные данные о массовой гибели в дрифтерных сетях морских млекопитающих и птиц.

Важным стимулом в формировании современных принципов рыболовства стала Декларация Конференции ООН по окружающей среде и развитию, в которой термин «предосторожный подход» был впервые официально использован для определения условий рациональной эксплуатации морских экосистем [UNCED, 1992]. В течение последующих трех лет общая идеология нового подхода была детализирована в ряде документов ФАО [FAO, 1993, 1995a и др.] и, наконец, осенью 1995 г. вошла в качестве неотъемлемой части двух основополагающих международных документов — Соглашения ООН о сохранении трансграничных рыбных запасов и запасов далеко мигрирующих видов рыб и управлении ими [UN, 1995] и Кодекса ведения ответственного рыболовства [FAO, 1995b], которые регламентируют отношения в области рыболовства, исходя из положений предосторожного подхода к эксплуатации промысловых биоресурсов. Начиная с этого времени, предосторожный подход принимается всеми международными рыбохозяйственными организациями и ведущими странами мира в качестве основы своей рыболовной политики.

Переходя к рассмотрению методологии предосторожного подхода к оценке ОДУ, следует подчеркнуть, что в его основу как современной философии рационального рыболовства положены упомянутые выше концепция устойчивого развития и принцип предосторожности:



В контексте предосторожного подхода необходимо выделить четыре важнейших составляющих этой философии, вытекающих из концепции устойчивого развития и принципа предосторожности:

1. Предупреждение или минимизация рисков, связанных с возможностью причинения ущерба эксплуатируемому запасу и соответствующей водной экосистеме.

2. Незамедлительное принятие заранее согласованных мер в случае реальной опасности для состояния эксплуатируемого запаса или среды его обитания.

3. Учет неопределенности (неполноты знаний о запасах промысловых видов и среде их обитания) в качестве объективно неизбежного фактора регулирования рыболовства.

4. Восстановление эксплуатируемых запасов, а также запасов ассоциированных или зависимых видов до высоких уровней продуктивности и поддержание их на этом уровне в течение всего периода эксплуатации.

Заметим, что последнее положение допустимо рассматривать как условие сохранения устойчивости запаса и экосистемы в целом, а именно: сохранение способности запаса к восстановлению своей продукционной способности до уровня MSY за ограниченный период времени и сохранение видовой структуры и функциональных связей между элементами водной экосистемы, существовавшими до начала промысла. Отсюда следует, что содержание встречающихся в современной научной литературе терминов «экосистемный подход» и «сохранение биоразнообразия» полностью укладывается в понятие «сохранение устойчивости экосистемы», а смысл понятия «обеспечение биологической безопасности запаса» совпадает с поддержанием его устойчивости.

Рассмотрим подробнее главные особенности предосторожного подхода, которые обеспечивают ему определенные преимущества перед традиционным подходом с точки зрения долговременной оптимизации промыслового использования рыбных ресурсов в условиях неопределенности.

2.1. Учет неопределенности при прогнозировании ОДУ

Обоснование стратегии и тактики рациональной эксплуатации промысловых запасов является важнейшей задачей рыбохозяйственной науки. В рамках этой задачи ведутся специализированные (в том числе экспедиционные) исследования, сбор и первичная обработка биопромысловых данных, осуществляется оценка состояния запасов, тенденций их изменения и как итог всей предварительной работы — прогноз допустимого промыслового изъятия (или ОДУ) с

заблаговременностью 1–2 года. Для оценки запасов и особенно для прогнозирования ОДУ широко применяются математические модели, которые уже давно стали основным инструментом количественного анализа подавляющего большинства объектов отечественного и международного рыболовства. Однако даже самый совершенный модельный подход может оказаться малоэффективным или, что еще хуже, привести к ошибочным выводам, если не будет принято во внимание влияние многочисленных источников неопределенности, которое способно существенно исказить результаты расчетов и их последующей интерпретации, несмотря на соблюдение всех условий корректного применения самого метода.

Неопределенность — это неполнота или заведомая недостоверность знаний об объекте исследования, невозможность точно определить параметры объекта (процесса), характеризующие его состояние и тенденции развития. Из литературы известны различные варианты классификации неопределенностей. Так, Розенберг и Рестрепо [Rosenberg, Restrepo, 1994] выделяют 5 ее типов:

1. Неопределенность измерения (ошибки в измеряемых характеристиках запаса и промысла).
2. Неопределенность процесса (стохастичность динамики составляющих биомассы запаса, например пополнения).
3. Неопределенность модели (некорректная спецификация структуры модели).
4. Неопределенность оценок (неточность определения биомассы или промысловой смертности как результат влияния первых трех типов неопределенности).
5. Неопределенность управления (вынужденные или сознательные отклонения от принятой стратегии управления).

Рабочая группа ИКЕС по предосторожному подходу [ICES, 1998] предложила более компактную спецификацию:

1. Неопределенность, вызванная ошибками измерения, связанными с нерепрезентативностью выборочных данных.
2. Неопределенность модельной аппроксимации динамики промысла.
3. Неопределенность естественной изменчивости параметров промыслового запаса.

Приведенную выше классификацию неопределенностей можно еще больше упростить, взяв за основу природу их источников:

1. Неопределенность, вызванная техническими и методическими погрешностями при сборе (измерении), обработке и интерпретации биопромысловых данных, т.е. человеческим фактором.
2. Неопределенность, вызванная нестационарностью случайных

процессов, определяющих текущее состояние и динамику запаса, т.е. природными факторами.

Очевидно, что перечисленные типы неопределенностей неравнозначны как с точки зрения их влияния на достоверность научных рекомендаций по регулированию промысла, так и с точки зрения эффективности борьбы с ними. Специальными мерами можно, например, значительно снизить выборочную и модельную неопределенности, а также неопределенность управления, в то время как естественную вариабельность популяционных параметров в лучшем случае можно только охарактеризовать. В последнем случае существо проблемы заключается в том, что доступные для изучения ряды наблюдений относятся лишь к очень незначительному в историческом аспекте отрезку жизни данной популяции, который не вмещает все возможные формы ее реакции на промысловые и природные воздействия. Кроме того, невозможно предсказать изменения и самих природных факторов, поэтому для определенности мы вынуждены рассматривать динамику этих показателей как стационарный стохастический процесс, тогда как в реальности этот процесс нестационарен. Таким образом, следует принять как данное, что неопределенность всегда присутствует в оценках популяционных параметров, а тем более в прогнозах состояния промыслового запаса, на которых, собственно, и построена процедура обоснования объемов ОДУ. Это обстоятельство учтено в предосторожном подходе к оценке ОДУ, который в большей, чем традиционный подход, степени обеспечивает рациональное использование рыбных ресурсов в условиях неопределенности.

На практике все случайные процессы, связанные с оценкой ОДУ, принято считать стационарными в пределах рассматриваемого прогнозного горизонта. Поэтому (т.к. характеристики этих процессов определяются по фактическим данным, накопленным за ограниченный период наблюдений) оправдываемость прогнозов даже при абсолютно достоверной исходной информации и безукоризненно выполненных расчетах будет зависеть от того, насколько справедливо сделанное допущение для прогнозного интервала.

В условиях предполагаемой стационарности случайных процессов неопределенность в промежуточных и конечных результатах изучения состояния запаса и перспектив промысла может быть оценена с помощью стандартных средств математической статистики и теории вероятностей.

2.1.1. Неопределенность как ошибка оценки параметра

Традиционно неопределенность в оценках параметров системы запас–промысел (в том числе и в оценках их прогнозных значений) принято выражать в терминах статистической точности или ошибки. Строго говоря, «ошибка» и «точность» — понятия взаимозависимые, хотя и противоположные по смыслу: чем выше точность, тем меньше ошибка и наоборот. Поэтому в дальнейшем, в контексте определения уровня неопределенности, мы будем пользоваться обоими терминами.

Нахождение точности оценки случайной величины относится к области математической статистики, которая предлагает достаточно много различных способов ее количественного выражения, однако в рыбохозяйственных исследованиях, связанных с промысловым прогнозированием, чаще всего используются три из них: стандартная ошибка, коэффициент вариации и доверительный интервал.

Стандартная ошибка, или среднеквадратическое отклонение, — показатель разброса случайной величины Q относительно ее среднего значения $\overline{Q}$:

$$\sigma_Q = \sqrt{\frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i-1}^{n} \left(Q_i - \overline{Q}\right)^2},$$

где i — порядковый индекс реализации (оценки) случайной величины Q; n — общее число реализаций.

Если в знаменателе использовать n вместо (n–1), то стандартная ошибка σ будет характеризовать среднеквадратическое отклонение оценки Q_i от ее среднеарифметического значения, т.е. ошибку выборки. Знаменатель (n–1) позволяет получить более точное приближение к оценке σ_Q генеральной совокупности, т.е. стандартной ошибке всех возможных реализаций случайной величины Q.

Коэффициент вариации CV — мера относительного разброса, которая соотносит среднеквадратическую величину отклонения (Q) со средним значением полученных реализаций Q:

$$CV = \sigma_Q / Q .$$

CV — безразмерный коэффициент, не зависящий от порядка величины Q. Это свойство коэффициента вариации позволяет использовать его для сопоставления уровней неопределенности в различных параметрах запаса.

Доверительный интервал. Статистические свойства оценки Q как случайной величины во многом зависят от закона ее вероятностного распределения. С учетом этого закона область возможных

реализаций Q, а следовательно, и неопределенность в оценке Q можно охарактеризовать с помощью так называемого доверительного интервала. В случае нормального распределения границы доверительного интервала симметричны относительно оценки $\hat{Q}$:

$$\hat{Q} \pm \sigma_Q t(P_c) , \qquad (2.1)$$

где $t(P_c)$ — коэффициент Стьюдента, зависящий от выбора доверительной вероятности P_c.

Величина P_c определяет вероятность, с которой произвольное значение случайной величины Q должно попасть в интервал (2.1). Ширина интервала тем больше, чем больше стандартная ошибка σ_Q и заданная доверительная вероятность P_c (величина коэффициента Стьюдента растет с увеличением P_c). Выбор величины P_c — скорее результат договоренности, чем строгого анализа. ИКЕС, например, рекомендует P_c= 95%, тогда как другие, не менее авторитетные источники, считают возможным уменьшить доверительную вероятность до $P_c \geq 50\%$ [Anon, 1992, 2000]. Очевидно, что с увеличением P_c уровень неопределенности снижается (рис. 2.1), однако, как будет показано в разд. 2 (см. 2.3.2), это приводит к значительному сокращению рекомендуемой области эксплуатации запаса и, как следствие, к неоправданному занижению ОДУ. К выбору P_c желательно подходить с учетом качества исходных данных с тем, чтобы обеспечить определенное соответствие между теоретически возможной и практически достижимой точностью расчетов. Исходя именно из этих соображений, доверительная вероятность при оценке запасов минтая была выбрана на уровне 70% [Бабаян и др., 1999].

Площадь заштрихованной области на рис. 2.1 численно равна доверительной вероятности P_c:

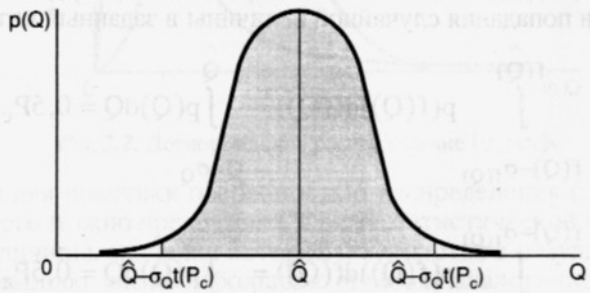


Рис. 2.1. Нормальное распределение случайной величины $\hat{Q}$; p(Q) — функция плотности вероятности оценки Q

$$P = \int_{\hat{Q}-\sigma_Q t(P_c)}^{\hat{Q}+\sigma_Q t(P_c)} p(Q)dQ = P_c \qquad (2.2)$$

Известно, что выражение (2.2) основано на использовании нормальной аппроксимации распределения ошибки для больших выборок: $(\hat{Q}-Q)/\sigma_Q \sim N(0,1)$. Разумеется, сходимость реальных распределений случайной величины к нормальному закону в большинстве случаев условна. При значительном отклонении реального распределения ошибки от нормального симметричное представление доверительных интервалов может привести к большим ошибкам.

В таких случаях, чтобы воспользоваться преимуществами нормального распределения, следует подобрать соответствующее нелинейное преобразование случайной величины, $Q \to (Q)$. При удачном выборе функции $f(Q)$ можно добиться удовлетворительной нормальной аппроксимации

$$f(Q) \sim N(\mu_{f(Q)}, \sigma^2_{f(Q)}),$$

где $\mu_{f(Q)}$ — математическое ожидание $f(Q)$.

Это позволит рассчитать доверительные интервалы оценки $f(Q)$ по известным правилам, принятым для нормального распределения, после чего, путем обратного преобразования полученных значений границ интервалов, найти доверительные границы оценки параметра Q.

Подобный прием правомочен для любой непрерывной гладкой функции, используемой для приближения асимметрического распределения к нормальному. Справедливость этого утверждения нетрудно показать, воспользовавшись выражением (2.2) для вычисления вероятности попадания случайной величины в заданный интервал.

$$\int_{f(\hat{Q})-\sigma_{f(Q)}}^{f(\hat{Q})} p(f(Q))df(Q)) = \int_{\hat{Q}-\sigma_Q}^{\hat{Q}} p(Q)dQ = 0,5P_c,$$

$$\int_{f(\hat{Q})}^{f(\hat{Q})+\sigma_{f(Q)}} p(f(Q))df(Q)) = \int_{\hat{Q}}^{\hat{Q}+\sigma_Q} p(Q)dQ = 0,5P_c,$$

где $p(Q)$ — функция плотности вероятности случайной величины Q,

распределенной по произвольному закону; $p(f(Q))$ — функция плотности вероятности преобразования $f(Q)$, распределенного по нормальному закону.

На практике при использовании этого метода широко применяется логарифмическое преобразование $f(Q) = \ln Q$, которое характерно для распределения оценок многих важных параметров промыслового запаса, например, коэффициента промысловой смертности F, улова на единицу промыслового усилия и др.

Логарифмически нормальное распределение описывает случайную величину, логарифм которой распределен по нормальному закону с параметрами $\sigma_{\ln Q}$ и $\mu_{(\ln Q)}$ (математическое ожидание $\ln Q$):

$$p(\ln Q) = \frac{1}{\sigma_{\ln Q}\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma^2_{\ln Q}}\left[\ln Q - \mu_{(\ln Q)}\right]^2\right] \qquad (2.3)$$

Логнормальное распределение имеет правостороннюю асимметрию, которая возрастает с увеличением $\sigma_{\ln Q}$ (рис.2.2).

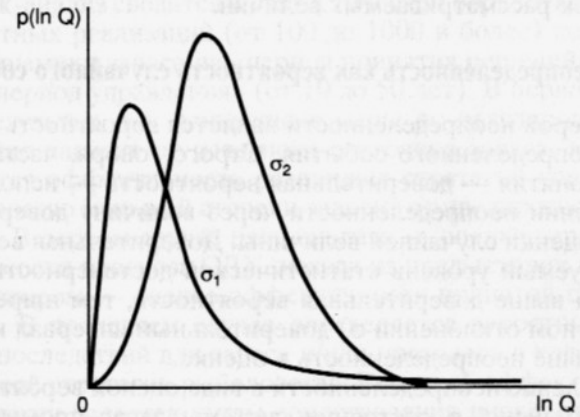


Рис.2.2. Логнормальное распределение ($\sigma_1 > \sigma_2$)

Важной для практики особенностью распределения (2.3) является то, что его можно представить в виде статистической модели случайной величины, значения которой получаются в результате умножения большого числа небольших ошибок, аналогично тому, как нормальное распределение имеет место при сложении ошибок. С помощью центральной предельной теоремы можно показать, что распределение произведения n независимых положительных слу-

чайных величин приближается к логарифмически нормальному распределению при самых общих условиях [Хан, Шапиро, 1969].

Переход от логнормального к нормальному закону распределения для оценки границ доверительного интервала можно осуществить следующим образом. Пусть имеется случайная величина Q, логарифм которой распределен по нормальному закону. Тогда

$$\ln Q \in \widehat{\ln Q} \pm t(P_c). \qquad (2.4)$$

Пропотенциировав левую и правую части выражения (2.4), получим:

$$Q \in \exp\left[\widehat{\ln Q} \pm t(P_c)\sigma_{\ln Q}\right] = \hat{Q}\exp\left[\pm t(P_c)\sigma_{\ln Q}\right].$$

Полученное преобразование используется при расчете величины буферных ориентиров управления по промысловой смертности и биомассе с учетом неопределенности (ошибки), выраженной в терминах доверительного интервала для нормального закона распределения оценок рассматриваемых величин.

2.1.2. Неопределенность как вероятность случайного события

Другой мерой неопределенности является вероятность некоторого заранее определенного события. Строго говоря, частное значение этого понятия — доверительная вероятность — используется и при выражении неопределенности через величину доверительного интервала оценки случайной величины. Доверительная вероятность задает требуемый уровень статистической достоверности искомых оценок: чем выше доверительная вероятность, тем шире (при том же стандартном отклонении σ) доверительный интервал и, следовательно, больше неопределенность в оценке.

Представление неопределенности в виде оценок вероятности возможных изменений в состоянии системы запас–промысел имеет особенно важное для практики значение в двух случаях. Во-первых, при проверке состоятельности различных гипотез в отношении законов динамики отдельных характеристик запаса и величины их пороговых значений. Во-вторых, при анализе эффективности различных схем регулирования промысла применительно к данному запасу. В последние годы вероятностная интерпретация неопределенности играет все более заметную роль при обосновании научных рекомендаций по регулированию промысла, существенно повышая наглядность и убедительность полученных результатов.

При использовании такого способа учета неопределенности вероятность чаще всего представляется в виде риска. В теории принятия решений, откуда заимствован этот термин, риск определяется как ожидание нежелательного события и связан с так называемой функцией потерь, которая устанавливает связь величины возможного ущерба с рядом взвешенных по своей значимости факторов. Строго следуя теории, риск можно рассчитать только после того, как будет количественно оценен вклад основных биологических и промысловых факторов в наступление ожидаемого события. Это довольно сложная и, главное, неоднозначная задача. Поэтому в регулировании рыболовства термин «риск» трактуется менее строго и в подавляющем большинстве случаев означает «вероятность того, что произойдет что-нибудь плохое» [Francis, 1991]. С учетом этого определения риск-анализ может, например, заключаться в вычислении вероятности того, что при определенных условиях нерестовый запас окажется ниже уровня граничного ориентира или будет превышена предельно допустимая величина промысловой смертности.

В интерпретации западных исследователей [Francis and Shotton, 1997] риск-анализ сводится к статистической обработке результатов многократных реализаций (от 100 до 1000 и более) вероятностной модели динамики запаса на «период принятия решений» (1 год) или на весь «период управления» (от 10 до 50 лет). В первом случае искомый результат, т.е. конкретные меры по регулированию, непосредственно зависит от исходного состояния запаса, во втором — оценивается эффективность различных стратегий управления, которая в гораздо меньшей степени зависит от предпрогнозного статуса запаса. В первом случае цель анализа — оценка вероятности оправдываемости прогноза ОДУ, исходя из предыстории динамики запаса, во втором — оценка эффективности принятой стратегии управления. В последнем случае определяется вероятность нежелательных последствий для запаса и/или промысла в ходе реализации тестируемой стратегии рыболовства. Вывод об эффективности данной стратегии делается путем сопоставления риска, оцененного на основе имеющейся информации, с заранее заданным для рассматриваемого события максимально допустимым уровнем риска или с рисками, полученными для других вариантов регулирования. В зависимости от поставленной задачи риск может оцениваться в форме абсолютной или условной вероятности (т.е. вероятности события при условии реализации другого события, которое влияет на исход первого).

Для выполнения необходимых расчетов исходное прогностическое уравнение рассматривается в виде стохастической операцион-

ной модели, на основе которой с помощью метода Монте-Карло (см. 4.3.1) осуществляется серия стохастических численных экспериментов. Рандомизация исходных данных и параметров модели выполняется с использованием перевыборочных методов (см. 4.3.2).

2.2. Ориентиры управления

При решении оптимизационных задач регулирования рыболовства рациональный промысловый режим устанавливается исходя из научно обоснованной стратегии эксплуатации данного запаса и оценки его текущего состояния. Состояние запаса определяется фактическим уровнем его продукционной способности, которую принято связывать с величиной запаса. В общем случае продукционная способность зависит от множества факторов, учитывающих различные аспекты процессов размножения, весового роста и смертности, однако биомасса запаса в известном смысле является интегральным показателем ожидаемой суммарной результативности всех этих процессов. Таким образом, текущее состояние запаса можно оценить путем сопоставления фактической величины биомассы запаса с ее теоретическим значением, характеризующим некоторую важную особенность продукционного процесса в данном запасе. К таким значениям можно, в частности, отнести B_{MSY} — величину биомассы, которая обеспечивает максимальную продуктивность запаса, или B_{crash} — значение биомассы, ниже которой запас теряет устойчивость, т.е. способность к расширенному воспроизводству. Часто состояние запаса связывают с нерестовой биомассой, учитывая ключевую роль, которую нерестовый потенциал играет в формировании динамики численности запаса.

Значения биомассы и других биологических показателей, прямо или косвенно характеризующих особые (или пороговые) состояния запаса, принято называть *биологическими ориентирами* (Приложение III). Биологические ориентиры выполняют роль точек отсчета при оценке текущего (или прогнозируемого) состояния запаса по известным фактическим значениям соответствующих параметров (например, биомассы нерестового запаса). Для выполнения этой функции биологические ориентиры должны отвечать достаточно устойчивым продукционным характеристикам конкретного запаса.

Это обстоятельство определяет общий подход к их оценке, основанный на *допущении о равновесном состоянии запаса*. Согласно допущению, система запас–промысел рассматривается в условиях равновесия, т.е. каждому значению интенсивности промысла отвечает единственно возможное состояние запаса, при котором прибавочная продукция компенсирует не только естественную убыль, но и величину промыслового изъятия.

Допущение о равновесном состоянии запаса позволяет рассчитать и проанализировать продукционный потенциал запаса при разных уровнях эксплуатации, выразив его либо в виде кривой устойчивого улова (зависимости относительной или абсолютной величины прибавочной продукции от интенсивности промысла), либо в виде зависимости пополнения от величины нерестового запаса (в конечном счете, это зависимость пополнения от интенсивности промысла, поскольку последняя в условиях равновесия однозначно определяет величину родительского стада). Такие кривые являются долговременными характеристиками продукционной способности конкретного промыслового запаса. Очевидно, что чем длиннее период наблюдений, по которым рассчитаны коэффициенты уравнений этих кривых, тем более устойчивыми и обоснованными будут полученные с их помощью значения ориентиров. Если ряды наблюдений недостаточно велики, то найденные по ним ориентиры следует считать временными (предварительными) и периодически пересматривать по мере поступления новой информации.

В эксплуатируемых запасах биологические параметры тесно связаны с промысловыми показателями (уловом, промысловым усилием и уловом на промысловое усилие), причем некоторые из них даже допускают двойную трактовку (табл. 2.1).

Таблица 2.1. Различия в интерпретации некоторых параметров системы запас–промысел

Параметр	Биологическая интерпретация	Промысловая интерпретация
Коэффициент промысловой смертности, F	Скорость убыли запаса от промысла	Показатель интенсивности промысла
Улов на промысловое усилие, U	Показатель плотности (величины) запаса	Показатель производительности промысла

Это позволяет выражать биологические ориентиры через их промысловые аналоги (т.е. в терминах параметров промысла) и использовать последние наравне с исходными биологическими ориентирами в качестве *ориентиров управления*. Условимся ориентирами управления называть опорные (реперные) значения параметров систе-

мы запас–промысел, применяемые для обоснования мер по регулированию (в том числе и величины ОДУ).

Следует подчеркнуть, что независимо от способа определения все ориентиры управления прямо или косвенно отражают различные особенности воспроизводительной способности промыслового запаса.

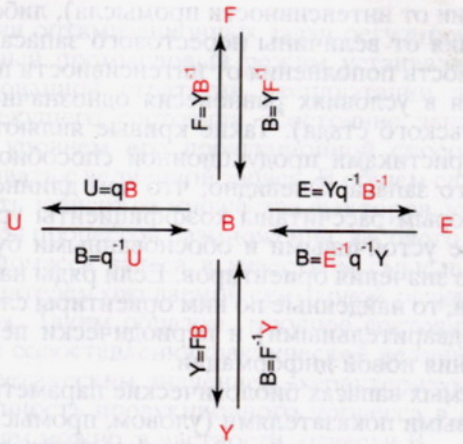


Рис. 2.3. Взаимосвязь между основными параметрами системы запас–промысел: q=const, F=qE, B=$\overline{FSB}$

В равновесных условиях, при которых оцениваются значения ориентиров управления, между пятью основными характеристиками системы запас–промысел: биомассой промыслового запаса B, уловом на усилие U (индексом плотности или величины запаса), уловом Y (прибавочной продукцией, или чистым приростом биомассы запаса), коэффициентом промысловой смертности F и промысловым усилием E — существуют однозначные функциональные связи (рис. 2.3). Чтобы не перегружать рисунок, все связи на нем показаны относительно параметра B; остальные зависимости нетрудно получить из приведенных на рис. 2.3 уравнений.

Отсюда следует, что функции ориентиров управления могут выполнять не только особые значения параметров самого запаса (биологические ориентиры), но и соответствующие значения функционально связанных с ними параметров промысла.

2.2.1. Функции ориентиров управления в предосторожном подходе

При традиционном подходе к регулированию рыболовства единственным ориентиром, которым руководствовались разработчики долгосрочных прогнозов, являлся так называемый критерий регулирования, или в современной терминологии — целевой ориентир управления. В качестве критерия регулирования сначала использовались значения мгновенного коэффициента промысловой смертности или промыслового усилия, которые соответствовали уровню теоретически максимальной устойчивой продуктивности запаса. Затем, когда признаки перелова стали проявляться у все большего числа промысловых запасов, в качестве целевого ориентира управления повсеместно стали использовать критерий $F_{0.1}$ и другие ориентиры, полученные, как правило, путем искусственного занижения расчетного целевого уровня эксплуатации запаса. Применение таких критериев позволяло давать более щадящие для запаса рекомендации по вылову, однако не привнесло сколько-нибудь существенных изменений в принципы регулирования промысла (прогнозирования ОДУ).

Переход к предосторожному подходу заставил пересмотреть некоторые привычные взгляды на общую теорию рационального использования промысловых биоресурсов и особенно на методологию управления при низких уровнях запаса. В отличие от традиционного новый подход устанавливает область допустимого (биологически безопасного для запаса) управления и обеспечивает более благоприятные условия для биологической и биоэкономической оптимизации долговременной стратегии эксплуатации запаса в условиях неопределенности.

В схеме предосторожного подхода к регулированию рыболовства список приоритетов управления возглавляет требование обеспечения биологической безопасности запаса. В условиях изолированной популяции это требование означает ограничение промысла границами области устойчивых состояний эксплуатируемого запаса. Определим как устойчивое такое состояние запаса, при котором он сохраняет способность к расширенному воспроизводству. Приводимое в некоторых зарубежных источниках определение устойчивости запаса, связывающее текущее состояние запаса со временем его восстановления до уровня MSY, представляется нам недостаточно общим, т.к. требует пояснения, из каких именно соображений и для каких конкретно условий устанавливается контрольный срок восстановления запаса.

При реализации предосторожного подхода на экосистемном уровне условие сохранения устойчивости будет относиться ко всему биоценозу, к которому принадлежит данная эксплуатируемая популяция. В этом случае сохранение устойчивости предполагает сохранение существовавших до начала промысла структуры экосистемы и функциональных связей между ее отдельными элементами.

Необходимость установления биологически безопасных границ эксплуатации запаса привела к увеличению числа ориентиров управления, используемых при регулировании промысла. В этой связи следует отметить, что в официальном документе, в котором формулируются общие положения предосторожного подхода, Соглашении ООН по сохранению и управлению трансграничными запасами и запасами далеко мигрирующих видов рыб [UN, 1995], были определены только два типа ориентиров: «…ориентиры сохранения, или граничные ориентиры, и ориентиры управления, или целевые ориентиры. Граничные ориентиры устанавливают пределы, предназначенные для сдерживания промысла в безопасных биологических границах, внутри которых запасы могут продуцировать максимальный устойчивый улов. Целевые ориентиры предназначены для осуществления целей регулирования».

В дальнейшем, в процессе адаптации теоретических принципов предосторожного подхода к регулированию конкретных промыслов, появилась необходимость расширить перечень «официальных» ориентиров управления за счет опорных точек, учитывающих неопределенность в оценках используемых параметров. Эти дополнительные ориентиры вводятся как индикаторы области, в которой становится реальной вероятность того, что фактическое текущее значение биомассы запаса может упасть ниже уровня граничного ориентира.

Такие ориентиры помогают существенно уменьшить риск подрыва запаса за счет некоторого ограничения промысла. Название этих ориентиров, впрочем, как и их функции, могут заметно различаться в зависимости от используемой схемы регулирования (см. Приложение II). В схеме ИКЕС, например, они называются «предосторожными», в схеме НАФО — «буферными», в схеме, принятой для управления запасом демерсальных рыб в зоне США, — «пороговыми». В схеме НАФО роль буферного ориентира B_{buf} совпадает с функциями граничного ориентира B_{lim} в схеме ИКЕС; а функции целевого ориентира B_{tr} в схеме ИКЕС выполняет предосторожный ориентир B_{pa}.

Нам представляется, что обозначение, используемое в НАФО, на-

и более удачно отражает назначение этого типа ориентиров, поэтому и мы будем в дальнейшем определять их как «буферные».

При обосновании схем регулирования для каждого типа ориентиров устанавливают 2 значения, одно из которых характеризует определенное состояние запаса, другое — определенную интенсивность промысла (непосредственно или через соответствующую реакцию запаса). Состояние запаса описывается в терминах биомассы запаса (нерестовой или промысловой) или улова на единицу промыслового усилия как индекса величины запаса; состояние промысла выражается через уровень его интенсивности, обычно в терминах промысловой смертности или промыслового усилия.

Одной из главных особенностей предосторожного подхода является зональный принцип регулирования рыболовства, когда весь диапазон возможных состояний запаса $(0, B_{\infty})$ разбивается на отрезки, для каждого из которых устанавливается особый режим регулирования (рис. 2.4).

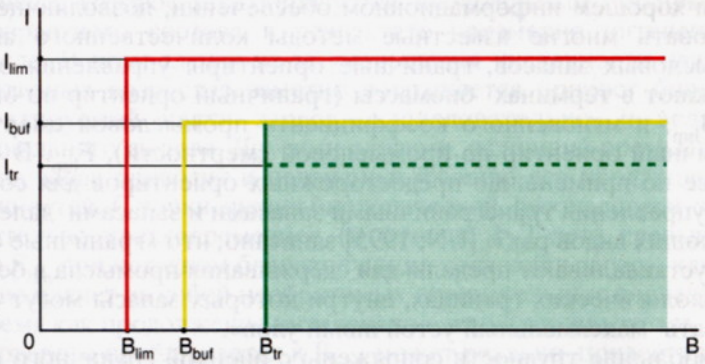


Рис. 2.4. Зональное представление области управления при предосторожном подходе: I — показатель интенсивности промысла; B — показатель состояния запаса; lim, buf и tr — индексы соответственно граничных, буферных и целевых ориентиров управления)

В общем случае при предосторожном подходе к регулированию рыболовства в зоне $B \le B_{lim}$ на промышленный лов вводится полный запрет, а допустимая область управления (промысловой эксплуатации) делится на 3 зоны:

зону устойчивого состояния запаса *без учета* неопределенности (определяется граничными ориентирами I_{lim}, B_{lim});

зону устойчивого состояния запаса *с учетом* неопределенности (определяется буферными ориентирами I_{buf}, B_{buf});

зону стабилизации промысла на целевом уровне (определяется ориентирами I_{buf}, B_{tr}).

Между ориентирами управления существует следующая зависимость:

$$I_{lim} > I_{buf} \geq I_{tr},$$

$$B_{lim} < B_{buf} \leq B_{tr}.$$

Таким образом, в зависимости от уровней целевых и буферных ориентиров управления, зона стабилизации промысла может иметь самостоятельное значение при определении режимов регулирования или совпадать с зоной устойчивого состояния запаса с учетом неопределенности.

2.2.2. Оценка граничных и целевых ориентиров управления

При хорошем информационном обеспечении, позволяющем использовать многие известные методы количественного анализа промысловых запасов, граничные ориентиры управления обычно выражают в терминах биомассы (граничный ориентир по биомассе), B_{lim}, и мгновенного коэффициента промысловой смертности (граничный ориентир по промысловой смертности), F_{lim}. В «Руководстве по применению предосторожных ориентиров для сохранения и управления трансграничными запасами и запасами далеко мигрирующих видов рыб» [UN, 1995] записано, что «граничные ориентиры устанавливают пределы для сдерживания промысла в безопасных биологических границах, внутри которых запасы могут продуцировать максимальный устойчивый улов».

Наибольшие трудности сопряжены с оценкой граничного ориентира по биомассе B_{lim}. Это объясняется двумя обстоятельствами. Во-первых, в большинстве случаев модели, с помощью которых находится этот ориентир, недостаточно хорошо определяют продукционную способность запаса в области его малой численности из-за отсутствия или плохого качества характеризующих эту область данных, во-вторых, оценка B_{lim} служит границей биологически допустимого диапазона эксплуатации запаса по биомассе, что предъявляет повышенные требования к ее достоверности.

Было бы логичным считать, что биологический смысл этого ориентира управления должен приближаться к определению *перелова по пополнению*, т.е. такого состояния запаса, когда из-за низкой численности производителей продуцируемое ими пополнение не может

компенсировать общую убыль запаса. В случае перелова по пополнению сначала резко снижается вероятность появления урожайных поколений, а затем (если поддерживается прежняя интенсивность рыболовства) запас утрачивает способность к расширенному воспроизводству, что делает невозможным не только его восстановление, но и сохранение промысла даже на самом низком уровне.

Возможные подходы к оценке граничного ориентира по биомассе зависят прежде всего от наличия и качества доступной информации и заключаются либо в определении минимального уровня запаса, на котором его продуктивность в терминах численности пополнения или прироста биомассы равна нулю, либо в обосновании величины родительского стада, гарантирующей заранее обусловленный средний уровень пополнения, либо в нахождении наименьшей допустимой биомассы, при которой запас остается устойчивым.

Граничный ориентир управления по промысловой смертности F_{lim} в зависимости от способа определения может соответствовать как перелову по пополнению, так и *перелову по росту*, т.е. состоянию запаса, которое характеризуется значительным омоложением его возрастного состава в результате чрезмерно интенсивного промысла. В этом случае из-за уменьшения численности наиболее продуктивных возрастов заметно сокращается прирост биомассы эксплуатируемой части запаса, а следовательно, и величина потенциального вылова. Другими словами, излишний промысловый пресс на запас приводит к недоиспользованию его продукционных возможностей. С точки зрения биологической безопасности запаса относительно кратковременное (в течение 1–2 лет) превышение уровня F_{lim} при исходном благополучном состоянии запаса, как правило, не влечет за собой необратимых отрицательных последствий, в то время как продолжение интенсивной эксплуатации запаса, величина которого приближается к B_{lim}, может реально привести к подрыву запаса и продолжительной потере им промыслового значения. Поэтому высказанное в уже цитировавшемся выше «Руководстве … » [UN, 1995] требование, «чтобы риск превышения граничных ориентиров был крайне низок», следует в первую очередь отнести к граничному ориентиру по биомассе.

Ниже приводятся способы оценки наиболее распространенных биологических ориентиров, которые используются в качестве граничных ориентиров управления по биомассе.

B_{LOSS} — наименьшее наблюденное значение нерестовой биомассы. Находится по данным учетных съемок или по результатам расчетов с применением когортных (биостатистических) методов анализа (см. рис. 2.3). Может применяться в качестве граничного ориентира

по биомассе в тех случаях, когда отсутствует выраженная тенденция к снижению пополнения с уменьшением нерестового запаса или когда имеющиеся данные свидетельствуют о том, что за период наблюдений запас эксплуатировался в широком диапазоне значений SSB.

$B_{50\%}$ — величина биомассы нерестового запаса, при которой среднее пополнение равно половине максимального значения теоретической зависимости между биомассой родительского запаса (SSB) и численностью продуцируемого им пополнения (R). Оценка этого ориентира может осуществляться с помощью любой модели запас–пополнение, имеющей максимум в области реальных значений SSB (рис. 2.5).

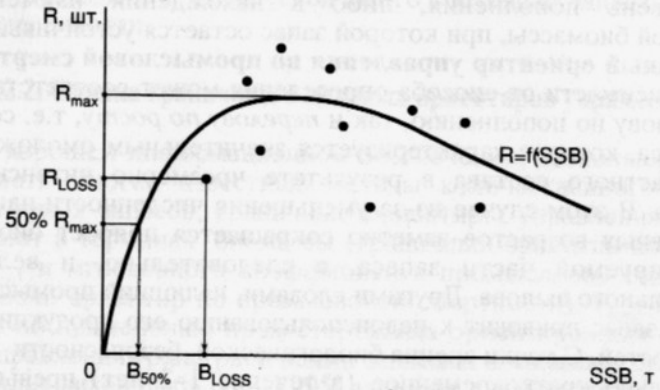


Рис. 2.5. Определение B_{lim} по кривой запас–пополнение

Для того чтобы при оценке B_{lim} по кривой запас–пополнение не полагаться целиком на модель, которая обычно плохо определена в области малых значений SSB из-за отсутствия данных, в отдельных случаях можно рекомендовать способ расчета, который корректирует теоретическую величину $B_{50\%}$ с учетом реально наблюденного наименьшего значения нерестовой биомассы:

$$B_{lim} = (B_{50\%} + B_{LOSS})/2 .$$

$B_{90\%R,\,90\%Surv}$ — величина биомассы нерестового запаса, соответствующая пересечению 90-го процентиля наблюденных значений коэффициента выживания Surv = R/SSB) и 90-го процентиля наблюденных значений пополнения [Serebriakov, 1991, Shepherd, 1991] (рис.2.6).

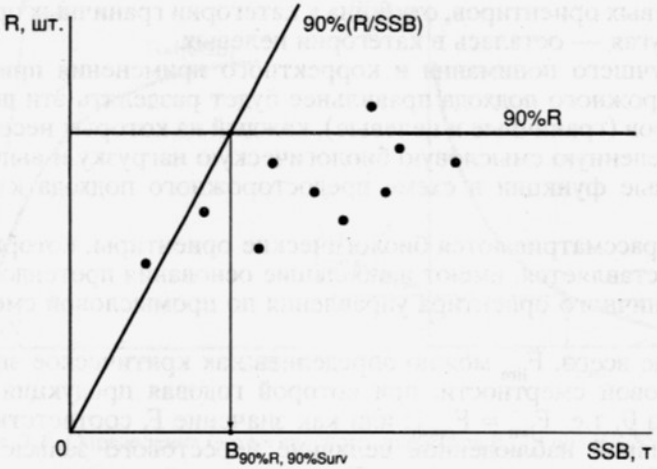


Рис. 2.6. Оценка биологического ориентира $B_{90\%R,\,90\%Surv}$

Данный ориентир очень чувствителен к расположению точек, соответствующих наибольшему наблюденному значению пополнения и наименьшему — нерестовой биомассы, и, кроме того, заведомо превышает значения B_{LOSS} и $B_{50\%}$. Поэтому в качестве граничного ориентира управления его можно рекомендовать лишь на временной основе на период восстановления сильно подорванных запасов.

MBAL — наименьший биологически приемлемый уровень нерестового запаса. Нахождение MBAL связано с установлением величины SSB, ниже которой возрастает вероятность появления малоурожайного поколения. В идеале при такой постановке задачи эту величину следовало бы вычислять методами имитационного моделирования, однако на практике обычно прибегают к менее трудоемким процедурам [ICES, 1993]. В результате из-за неоднозначного определения, допускающего различные трактовки этого ориентира, в последнее время MBAL все реже используется на практике, уступая место более строго определенным пороговым значениям биомассы.

Прежде чем перейти к рассмотрению методов оценки граничного ориентира по промысловой смертности, необходимо напомнить, что до внедрения предосторожного подхода понятие граничного ориентира отсутствовало, а единственным ориентиром управления был целевой ориентир или критерий регулирования. В настоящее время одна часть биологических ориентиров, ранее применявшихся в каче-

стве целевых ориентиров, отнесена к категории граничных ориентиров, а другая — осталась в категории целевых.

Для лучшего понимания и корректного применения принципов предосторожного подхода правильнее будет разделять эти два типа ориентиров (граничные и целевые), каждый из которых несет вполне определенную смысловую биологическую нагрузку и выполняет конкретные функции в схеме предосторожного подхода к оценке ОДУ.

Ниже рассматриваются биологические ориентиры, которые, как нам представляется, имеют наибольшие основания претендовать на роль граничного ориентира управления по промысловой смертности.

Прежде всего, F_{lim} можно определить как критическое значение промысловой смертности, при которой годовая продукция запаса (Y) равна 0, т.е. $F_{lim} = F_{crash}$; или как значение F, соответствующее максимальной наблюденной величине нерестового запаса: $F_{lim} = F_{LOSS}$. Исходя из определения, F_{crash} можно найти двумя способами: с помощью статической продукционной модели (рис. 2.7) и используя модель запас–пополнение вместе с зависимостью нерестовой биомассы на рекрута (SSB/R) как функции F (рис. 2.8).

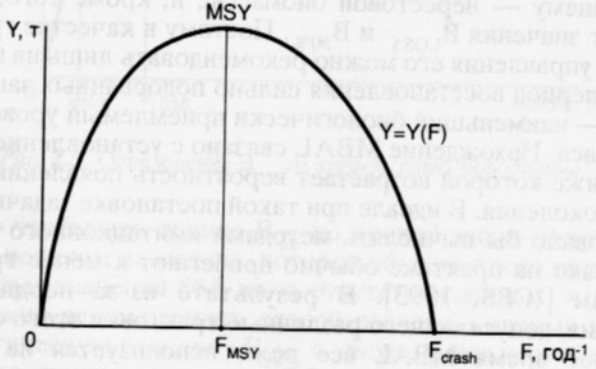


Рис. 2.7. Определение биологических ориентиров F_{crash} и F_{MSY}

Процедуры оценки F_{crash} достаточно хорошо проиллюстрированы рисунками (2.7 и 2.8) и не требуют дополнительных пояснений.

При использовании модели запас–пополнение оценить F_{crash} с необходимой точностью обычно невозможно, т.к. в области низких

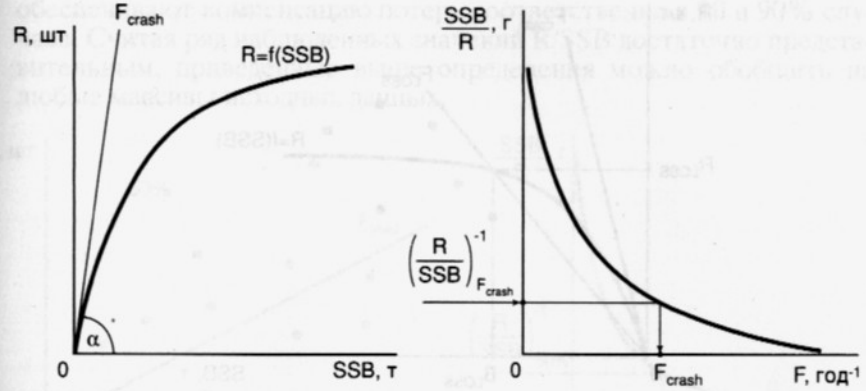


Рис. 2.8. Определение биологического ориентира F_{crash}; $tg\alpha=(R/SSB)_{crash}$

значений нерестовой биомассы поведение модели R = f(SSB) достаточно условно.

Чтобы преодолеть эту проблему, Кук [Cook, 1997] принял два допущения:

- зависимость R(SSB) всегда существует;
- ниже наименьшего наблюденного значения биомассы нерестового запаса (B_{LOSS}) зависимость R(SSB) линейна.

Эти допущения позволяют обосновать возможность стабилизации запаса выше уровня B_{LOSS} и, следовательно, наличие такого значения F, которое с большой вероятностью окажется устойчивым. Известно [Beverton and Holt, 1957; Shepherd, 1982], что интенсивность промысла непосредственно влияет на уровень выживания рекрутов до наступления их половозрелости. Прямая, а точнее, наклон прямой, проведенной через начало координат, характеризует степень выживания поколения, необходимую для возмещения убыли нерестового запаса. Наклон замещающей прямой тем круче, чем выше интенсивность промысла (чем больше промысловая убыль, тем требуется большее выживание рекрутов для восстановления нерестового стада). Точка пересечения замещающей прямой с равновесной кривой запас–пополнение соответствует состоянию равновесия между запасом и промыслом при определенном уровне промысловой смертности F.

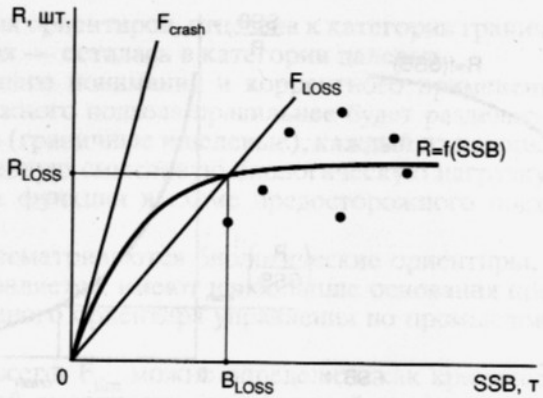


Рис. 2.9. Определение B_{LOSS}

Определив положение такой точки для $SSB=B_{LOSS}$, можно рассчитать значение коэффициента выживания, необходимого для поддержания равновесия запаса на уровне B_{LOSS}, R_{LOSS}/B_{LOSS}, а затем, воспользовавшись приемом, показанным на рис.2.9, получить искомую оценку F_{LOSS}.

В случае, когда большинство наблюденных значений пополнения относятся к левой ветви кривой запас–пополнение, в качестве F_{lim} можно рекомендовать F_{med} — мгновенный коэффициент промысловой смертности для равновесных условий, при котором величина SSB/R равна обратной величине медианы наблюденных значений R/SSB. Величина F_{med} как ориентир управления по промысловой смертности хорошо сочетается с граничным ориентиром B_{lim}, найденным в виде наименьшей биологически приемлемой биомассы нерестового запаса (MBAL), обеспечивающей среднюю урожайность пополнения.

Для оценки F_{med} используется простой непараметрический метод, понятный из приводимого ниже рис. 2.10.

Впервые F_{med} вместе с величинами F_{low} и F_{high} в качестве биологических ориентиров был предложен Рабочей группой ИКЕС по методам оценки запасов в 1984 г. [ICES, 1984].

По определению, F_{med} — мгновенный коэффициент промысловой смертности, при котором относительный прирост биомассы нерестового запаса за счет пополнения в половине наблюденных случаев полностью компенсировал его общую убыль от естественных и промысловых причин. По аналогии F_{low} и F_{high} определяются как значения мгновенного коэффициента промысловой смертности, которые

обеспечивают компенсацию потерь соответственно в 10 и 90% случаев. Считая ряд наблюденных значений R/SSB достаточно представительным, приведенные выше определения можно обобщить на любые массивы исходных данных.

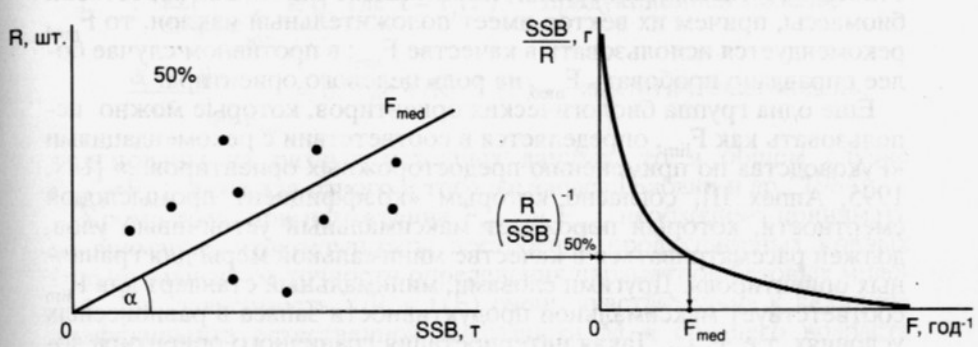


Рис. 2.10. Оценка биологического ориентира F_{med}; $tg\alpha = (R/SSB)_{50\%}$

В практике регулирования рыболовства наибольшее распространение получил ориентир F_{med}. Для нахождения этого ориентира в поле координат «нерестовый запас–пополнение» строится прямая линия, проходящая через начало координат и разделяющая облако наблюденных значений R пополам. Наклон такой линии (R/SSB) характеризует уровень выживания поколения, при котором оно способно компенсировать потери в нерестовом запасе с вероятностью 50%. Величина, обратная наклону (SSB/R), отражает соответствующий уровень смертности (F_{med}), который может быть определен по кривой нерестовой биомассы на рекрута как функции F.

F_{med} отличается достаточно высокой стабильностью даже при изменении параметров моделей, применяемых при его оценке. Якобсен [Jakobsen, 1992], например, показал, что для арктической трески и пикши на оценку F_{med} меньше влияет выбор коэффициента естественной смертности, чем на F_{max} и $F_{0.1}$, которые очень чувствительны к величине M. Основное различие между F_{med} и F_{max} в отношении к изменению M заключается в том, что величина Fmax будет сдвигаться в том же направлении, что и M, т.е. в противоположную сторону от текущего значения F. Поэтому отношение F_{max}/F гораздо более чувствительно к ошибкам в выборе M, чем отношение F_{med}/F. Хотя $F_{0.1}$ менее чувствителен к M, чем F_{max}, но его поведение в зависимости от величины M не отличается от поведения F_{max}, поэтому и $F_{0.1}$ менее стабилен, чем F_{med} [Jakobsen, 1993].

При использовании F_{med} в качестве ориентира управления следует обращать внимание на то, какую тенденцию демонстрируют наблюденные величины R с ростом SSB. Если большинство точек R относится к малым или сравнительно малым значениям нерестовой биомассы, причем их вектор имеет положительный наклон, то F_{med} рекомендуется использовать в качестве F_{lim}; в противном случае более оправдано пробовать F_{med} на роль целевого ориентира.

Еще одна группа биологических ориентиров, которые можно использовать как F_{lim}, определяется в соответствии с рекомендациями «Руководства по применению предосторожных ориентиров...» [UN, 1995, Annex II], согласно которым «коэффициент промысловой смертности, который порождает максимальный устойчивый улов, должен рассматриваться в качестве минимальной меры для граничных ориентиров». Другими словами, минимальный стандарт для F_{lim} соответствует максимальной продуктивности запаса в равновесных условиях, т.е. F_{MSY}. Такая интерпретация граничного ориентира достаточно далека от общепринятых представлений о критическом для запаса уровне промысловой смертности, однако хорошо согласуется с понятием перелова по росту: превышение F_{MSY} приводит (это особенно хорошо видно при использовании моделей с возрастной структурой) к сокращению потенциального вылова.

Собственно F_{MSY} оценивается как максимум кривой устойчивого улова, полученный с помощью статической (равновесной) продукционной модели (см. рис. 2.7).

Не менее распространенный аналог F_{MSY}, обозначаемый F_{max}, находится с использованием аналитической модели вида Y/R=f(F) (рис. 2.11).

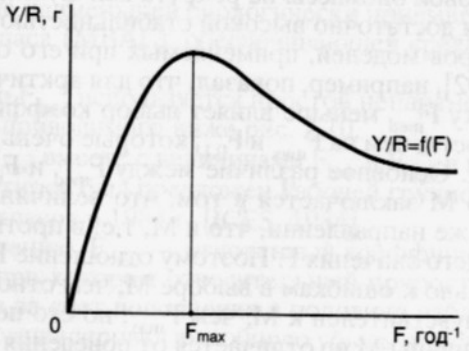


Рис. 2.11. Определение биологического ориентира F_{max}

Необходимо отметить, что F_{MSY} и F_{max} не полностью идентичны друг другу. Поскольку расчетные формулы для оценки этих ориентиров выводятся из разных моделей:

$$\left.\frac{dY}{dF}\right|_{F=F_{MSY}} = 0, \text{ где } Y = f_1(F) \text{ — продукционная модель,}$$

$$\left.\frac{d(Y/R)}{dF}\right|_{F=F_{max}} = 0, \text{ где } Y/R = f_2(F) \text{ — аналитическая модель,}$$

и основаны на разных исходных данных, то в общем случае $F_{MSY} \neq F_{max}$ даже для одного и того же запаса [Бабаян и др., 1984].

Кроме того, при нахождении F_{MSY} и F_{max} необходимо принимать во внимание, что результаты построения продукционных кривых сильно зависят от точности определения параметров базовых моделей. Так, зависимость Y/R = f(F) очень чувствительна к величине коэффициента естественной смертности M и среднего возраста вступления особей в промысел t_c, ошибки в которых могут не только изменить форму искомой кривой, но и существенно сместить ее максимум (рис. 2.12).

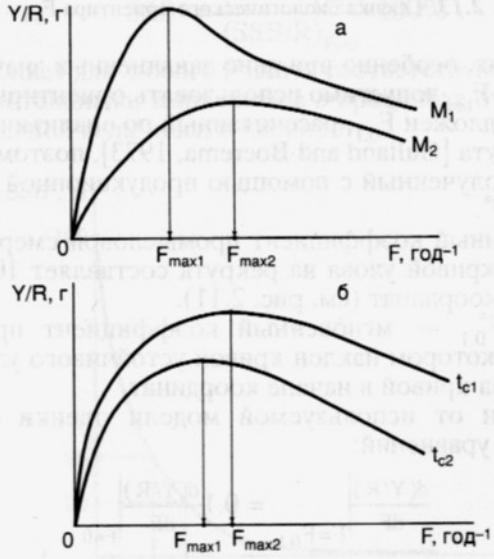


Рис. 2.12. Примеры зависимости Y/R=f(F):
а — при разных значениях M, $M_1 < M_2$; *б* — при разных значениях t_c, $t_{c1} > t_{c2}$

Еще одна проблема при определении F_{lim} по кривой устойчивого улова или улова на рекрута может возникнуть из-за того, что эти кривые не всегда имеют хорошо выраженный максимум в области реальных значений промысловой смертности или обладают плоской вершиной, что затрудняет точное определение F_{MSY} или F_{max}. Несколько гиперболизированный пример такой кривой приведен на рис. 2.13.

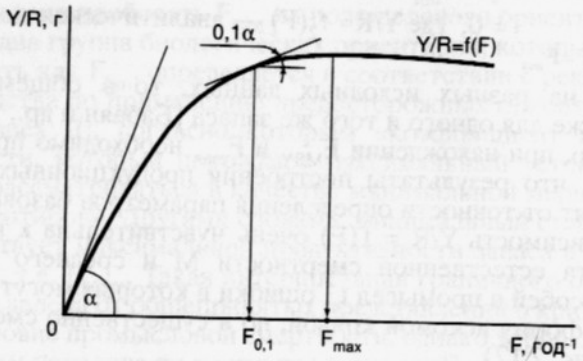


Рис. 2.13. Оценка биологического ориентира $F_{0.1}$

В таких случаях, особенно при явно завышенных значениях F_{MSY} и F_{max} в качестве F_{lim} допустимо использовать ориентиры $F^*_{0.1}$ и $F_{0.1}$. Первым был предложен $F_{0.1}$, рассчитанный по аналитической модели улова на рекрута [Gulland and Boerema, 1973], поэтому аналогичный ориентир, полученный с помощью продукционной модели, будем обозначать F^*.

$F_{0.1}$ — мгновенный коэффициент промысловой смертности, при котором наклон кривой улова на рекрута составляет 10% наклона кривой в начале координат (см. рис. 2.11).

Аналогично $F^*_{0.1}$ — мгновенный коэффициент промысловой смертности, при котором наклон кривой устойчивого улова составляет 10% наклона кривой в начале координат.

В зависимости от используемой модели оценки ориентиров определяются из уравнений:

$$\left.\frac{d(Y/R)}{dF}\right|_{F=F_{0.1}} = 0.1\left.\frac{d(Y/R)}{dF}\right|_{F=0}$$

$$\text{или} \quad \left.\frac{dY}{dF}\right|_{F=F^*_{0.1}} = 0.1\left.\frac{dY}{dF}\right|_{F=0}.$$

Применение граничных ориентиров управления, величина которых меньше значения промысловой смертности, ассоциирующегося с максимальной продуктивностью запаса, оправдано, на наш взгляд, тем обстоятельством, что при интенсивности промысла $F_{0.1}$ (или $F^*_{0.1}$) отличие продукционной способности запаса от максимальной сопоставимо с ошибкой определения этих показателей и поэтому на практике им можно пренебречь.

Следовательно, биологические ориентиры $F_{0.1}$ и $F^*_{0.1}$, так же как F_{max} и F_{MSY}, в роли граничных ориентиров управления определяют рубеж, за которым начинает проявляться перелов по росту.

Ряд полезных биологических ориентиров можно получить с помощью несложной модификации зависимости $SSB/R=f_3(F)$, которая состоит в нормировании нерестовой биомассы на рекрута относительно ее максимума (SSB/R)max (рис. 2.14). Нерестовый потенциал запаса (SSB/R) достигает максимума при отсутствии промысла, а после начала эксплуатации начинает снижаться по мере роста интенсивности промыслового воздействия. Относительную величину нерестового потенциала при конкретном уровне промысловой смертности F_i можно записать в виде:

$$SSB^* = \frac{(SSB/R)_{F=Fi}}{(SSB/R)_{F=0}} 100\% .$$

Это позволяет для любого F найти соответствующее значение нерестового потенциала, выраженное в процентах от его теоретически максимальной величины, и наоборот.

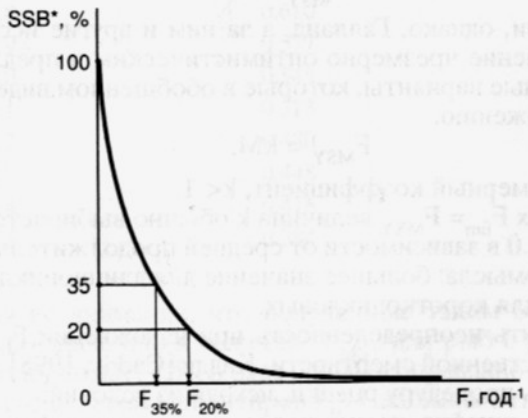


Рис. 2.14. Оценка биологических ориентиров $F_{k\%}$

Задавая допустимый в контексте той или иной задачи процент снижения нерестового потенциала запаса SSB*, можно обосновать применимость соответствующих значений промысловой смертности в качестве ориентиров управления. Практика показывает, что один и тот же биологический ориентир для запасов разных промысловых видов может выполнять функции разных ориентиров управления.

Так, в качестве граничного ориентира были рекомендованы значения $F_{20\%}$ [Goodyear, 1993; Mace and Sissenwine, 1993] и $F_{30\%}$ [Gabriel, 1989]. В то же время некоторые специалисты рекомендуют выбирать целевой ориентир управления из диапазона значений промысловой смертности: $F_{30\%} \leq F_{tr} \leq F_{20\%}$ [Cadima and Azevedo, 1998]. В случае запасов демерсальных рыб метод довольно часто используется для нахождения аналогов известных биологических ориентиров: $F_{40\%} \approx F_{0.1}$; $F_{35\%} \approx F_{max}$.

Оценка граничных и целевых ориентиров управления при дефиците исходной информации

Традиционный прием, который может оказаться полезным при отсутствии информации, необходимой для более глубокого анализа продукционной способности запаса, заключается в определении F_{lim} в терминах мгновенного коэффициента естественной смертности M. В основе этого способа лежит логистическая продукционная модель, исследование которой дало возможность Галланду [Gulland, 1961] получить приближенное соотношение:

$$F_{MSY} \approx M.$$

Впоследствии, однако, Галланд, а за ним и другие исследователи сочли соотношение чрезмерно оптимистическим и предложили более реалистичные варианты, которые в обобщенном виде сводятся к простому выражению:

$$F_{MSY} = kM, \qquad (2.5)$$

где k — безразмерный коэффициент, $k < 1$.

При расчетах $F_{lim} = F_{MSY}$ величина k обычно выбирается из диапазона $0.5 \leq k < 1.0$ в зависимости от средней продолжительности жизни объекта промысла: большее значение для длинноцикловых видов и меньшее — для короткоцикловых.

Чтобы снизить неопределенность при нахождении F_{lim} по коэффициенту естественной смертности, Кадди [Caddy, 1998] предложил формализовать процедуру оценки, исходя из условий:

• величина k линейно изменяется между двумя крайними значениями коэффициента;

• диапазон допустимых значений k задается следующим образом (табл. 2.2):

Таблица 2.2. Диапазон показателей естественной смертности

	Крупные хищники	Мелкие пелагические рыбы
M	0.1	1.25
k	0.9	0.50

Это позволило Кадди вывести эмпирическую зависимость

$$F_{lim} = 0.981M - 0.194M^2$$

и рассчитать по ней значения граничного ориентира для различных уровней естественной смертности (табл. 2.3).

Таблица 2.3. Значения граничных ориентиров как функции M [Caddy, 1998]

M	k	F_{lim}
0.1	0.836	0.084
0.2	0.803	0.161
0.3	0.771	0.231
0.4	0.739	0.296
0.5	0.707	0.353
0.6	0.674	0.405
0.7	0.642	0.449
0.8	0.610	0.488
0.9	0.577	0.520
1.0	0.545	0.545
1.1	0.513	0.564
1.2	0.480	0.576
1.3	0.448	0.583
1.4	0.416	0.582
1.5	0.384	0.575

Принимая во внимание, что полученные таким образом оценки F_{lim} близки по значению к величине F_{MSY} для рыб с разной продолжительностью жизни (2.5), в ряде случаев оправдано их использование в качестве целевых ориентиров F_{tr}. Напомним, что в 60–70-е годы при оценке ОДУ для большинства промысловых объектов критерий регулирования (F_{tr}) принимался равным F_{MSY}; таким же опре-

делением целевого ориентира до сих пор руководствуется Международная комиссия по сохранению атлантических тунцов (ICCAT).

Если данные о величине естественной смертности отсутствуют, приближенное значение целевого ориентира по интенсивности промысла можно рассчитать на основе «концепции репродуктивной разнокачественности популяций» [Малкин, 1999], согласно которой скорость увеличения численности популяций рыб «зависит в первую очередь от возраста их созревания и числа повторных генераций в течение жизни; индивидуальная плодовитость при этом имеет второстепенное значение». Выразив промысловую смертность в терминах коэффициента годовой убыли φ_F, Е.М.Малкин получил биологически приемлемые значения этого коэффициента для видов, отличающихся возрастом полового созревания самок.

Таблица 2.4. Значения допустимого годового изъятия как функции среднего возраста половозрелости [Малкин, 1999]

Возраст созревания самок, лет	Годовой прирост численности, %	Допустимое годовое изъятие из запаса, %	Возраст созревания самок, лет	Годовой прирост численности, %	Допустимое годовое изъятие из запаса, %
1	59.2	49.6	10	16.4	13.7
2	44.9	37.6	11	15.0	12.6
3	37.1	31.1	12	13.5	11.3
4	31.8	26.6	13	12.5	10.5
5	27.9	23.4	14	11.2	9.4
6	24.7	20.7	15	10.2	8.6
7	22.2	18.6	16	9.1	7.6
8	19.9	16.7	17	8.4	7.0
9	18.0	15.1	18	7.4	6.2

Не вдаваясь в обсуждение самого метода, обратим внимание на два принципиальных момента, которые следует учитывать для правильной трактовки оценок $I_{tg}=\varphi_F$ (табл. 2.4):

1) допустимая доля промыслового изъятия выражена в процентах от численности запаса, поэтому и оценка улова будет в единицах численности; для нахождения величины допустимого улова в единицах массы полученную оценку необходимо пересчитать с учетом возрастного состава запаса и средних навесок;

2) допустимая доля промыслового изъятия относится к промысловой части запаса в начале прогнозного года.

Использование приближенных оценок F_{lim} и $(\varphi_F)_{tg}$ рекомендуется в упрощенных вариантах схемы предосторожного подхода при недостаточно полном информационном обеспечении.

2.2.3. Оценка буферных ориентиров управления

Как уже отмечалось, применение буферных предосторожных ориентиров дает дополнительную гарантию сохранения эксплуатируемого запаса в биологически безопасных границах несмотря на возможные ошибки в оценках состояния запаса и вызванную этим некорректность рекомендаций по объему ОДУ и другим мерам регулирования. Указанные ошибки можно выразить разными способами, в том числе через их доверительные интервалы. Такая форма представления неопределенности может быть использована, в частности, для нахождения буферных ориентиров управления по известным граничным ориентирам. Пусть имеется точечная (детерминистская) оценка ($F_{lim} = \sigma_{F_{lim}} = 0$) и известен закон распределения оценки текущего значения промысловой смертности $F(\sigma_F \neq 0)$. Тогда искомое значение буферного ориентира F_{buf} можно рассчитать с учетом ширины доверительного интервала оценки F по формуле:

$$F_{buf} = F_{lim} - t(P_c)\sigma_F, \qquad (2.6)$$

где $t(P_c)$ — коэффициент Стьюдента для заданной доверительной вероятности P_c; σ_F — стандартная ошибка оценки F (рис. 2.15).

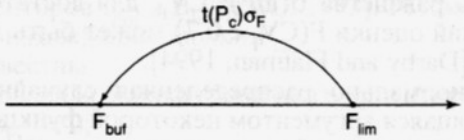


Рис. 2.15. Иллюстрация к определению F_{buf}

Для того, чтобы такой подход давал определенную гарантию, что текущее значение $F \leq F_{buf}$ не превысит уровень F_{lim} с высокой вероятностью, следует рассчитать σ для нескольких значений F и в формуле 2.6 использовать либо $\bar{\sigma}$, либо σ_{max}.

На практике, однако, нормальное распределение у параметров системы запас–промысел встречается достаточно редко. В таких случаях для удобства расчетов (большинство стандартных процедур количественного анализа случайных величин разработано именно для нормального закона) распределение исследуемого параметра приня-

то сводить к нормальному. Для оценки многих параметров системы запас–промысел с этой целью обычно используется логарифмирование. Логарифмическое нормальное распределение применяется для описания процессов, в которых каждое наблюденное значение изменяющейся величины является следствием большого числа незначительных воздействий [Хан, Шапиро, 1969]. Это распределение можно вывести как статистическую модель случайной величины, значения которой получаются в результате перемножения множества независимых положительных случайных величин, аналогично тому, как нормальное распределение имеет место при сложении случайных величин.

Этим условиям, в частности, удовлетворяют значения коэффициента промысловой смертности как оценки случайной величины. Поэтому с учетом преобразования $F \to \ln F$ значение буферного ориентира определится по формуле:

$$F_{buf}=F_{lim}\exp[-t(P_c)\sigma_{lnF}], \qquad (2.7)$$

где $t(P_c)$ — коэффициент Стьюдента для нормального распределения величин lnF и заданной доверительной вероятности P_c, σ_{lnF} — стандартная ошибка оценки lnF.

В ряде случаев, чтобы избежать дополнительных расчетов, вместо σ_{lnF} удобнее использовать коэффициент вариации F:

$$CV_F=\sigma_F/\mu_F,$$

где μ_F — математическое ожидание (среднее значение) случайной величины F.

Корректность равенства $\sigma(\ln F)\cong CV_F$ для достаточно широкого разброса значений оценки $F(CV_F< 0{,}7)$ может быть доказана следующим образом [Darby and Flatman, 1994].

Пусть x — нормально распределенная случайная переменная $N(\mu_x, \sigma_x^2)$, являющаяся аргументом некоторой функции $y = f(x)$, дисперсию которой можно приближенно оценить с помощью выражения

$$\sigma_y^2 \cong \sigma_x^2\left[\frac{df^2(\mu_x)}{dx}\right]^2.$$

В случае логарифмической функции, т.е. при $y = \ln(x)$, выражение примет вид:

$$\sigma_{lnx}^2 \cong \sigma_x^2(1/\mu_x)^2,$$

откуда окончательно получим:

$$\sigma_{lnx} \cong \sigma_x/\mu_x = CV_x \qquad (2.8)$$

С учетом полученного выражения (2.8) расчетная формула (2.7) запишется в виде:

$$F_{buf}=F_{lim}\exp[-t(P_c)\cdot CV_F]. \qquad (2.9)$$

Формулы, аналогичные (2.6), (2.7) и (2.9), можно использовать и для оценки буферных ориентиров по биомассе:

$$B_{buf}= B_{lim} + t(P_c)\sigma_B, \qquad (2.10)$$

$$B_{buf}= B_{lim}\exp[t(P_c)\sigma_{lnB}], \qquad (2.11)$$

$$B_{buf}= B_{lim}\exp[t(P_c)\cdot CV_B]. \qquad (2.12)$$

Этот прием, широко применяемый в рабочих группах ИКЕС и НАФО, позволяет существенно упростить нахождение буферных предосторожных ориентиров управления, благодаря принятой в этих организациях практике произвольного выбора величины CV из диапазона 0.2–0.3. Следует, однако, отметить, что попытки найти реальную оценку коэффициента вариации часто приводят к результатам, значительно превышающим границу указанного интервала (0.3). Это ставит под сомнение универсальность такого способа задания величины CV.

Несколько иная трактовка рассмотренного подхода к оценке буферных ориентиров управления F_{buf} и B_{buf} может быть основана на учете априори задаваемой величины допустимого риска превышения текущими значениями соответствующих параметров (F и B) граничных ориентиров f_{lim} и B_{lim} [FAO, 1993]. Рассмотрим этот случай на примере нахождения оценки F_{buf}.

Пусть нам известны:

- детерминированная оценка граничного ориентира управления по F, т.е. F_{lim} при $\sigma_{F_{lim}} = 0$;
- уровень максимально допустимого риска (вероятности) превышения текущим значением F граничного ориентира F_{lim}, $r = P(F>F_{lim})$;
- закон распределения вероятности случайной величины F.

Приняв для определенности гипотезу о нормальном распределении величины F, выразим заданный риск в виде интеграла функции плотности вероятности F:

$$r = \int_{F_{lim}}^{\infty} \frac{1}{\sigma_F\sqrt{2\pi}}\exp\left[-\frac{(F-F_{buf})^2}{2\sigma_F^2}\right]. \qquad (2.13)$$

Графически риск r представляет собой затененную область на рис. 2.16.

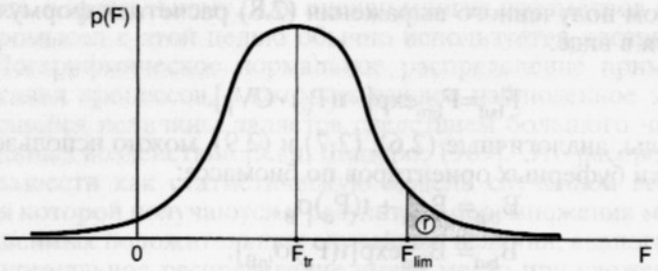


Рис. 2.16. График функции плотности вероятности случайной величины F

Решая уравнение (2.13) относительно F_{buf}, получим искомую оценку буферного ориентира управления по промысловой смертности.

Существенную трудность при решении уравнения (2.13) создает то обстоятельство, что стандартная ошибка σ_F, как правило, неизвестна. В этих случаях σ_F выражают в виде задаваемой априори доли F_{buf}:

$$\sigma_F = CV_F\, F_{buf}, \tag{2.14}$$

где CV_F — коэффициент вариации F_{buf}, $CV_F = \sigma_F / F_{buf}$.

С учетом (2.14) уравнение (2.13) принимает вид:

$$r = \int_{F_{lim}}^{\infty} \frac{1}{CV_F F_{buf}\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(F-F_{buf})^2}{2(CV_F F_{buf})^2}\right). \tag{2.15}$$

Для решения уравнения (2.15) Кадди и Макгарви [Caddy and McGarvey, 1996] предложили упрощенную формулу:

$$F_{buf} = \frac{F_{lim}}{1+CV_F\left(t-\frac{a_0+a_1 t}{1+b_1 t+b_2 t^2}\right)}, \tag{2.16}$$

где $a_0 = 2{,}30753$, $b_1 = 0{,}99229$, $t = \sqrt{\ln(r^{-2})}$,

$a_1 = 0{,}27061$, $b_2 = 0{,}04481$.

Решение (2.16) позволяет получить оценку F_{buf} с точностью до 0,001.

Если принимается гипотеза о логнормальном распределении F, общий ход рассуждений остается прежним, но вывод результирующей формулы оценки F_{buf} через CV_F усложняется. Следует, однако, учитывать, что переход к логнормальному распределению и вызванное этим усложнение расчетов оправданы лишь в случае очень низких уровней риска ($r \le 0.01$). На всем остальном диапазоне допустимых значений риска результаты оценки F_{buf} для двух типов распределения практически совпадают. Поэтому для рыбохозяйственных исследований, в которых неопределенность сравнительно велика, вполне приемлема гипотеза о нормальном законе распределения F.

Чтобы вывести расчетную формулу для оценки буферного ориентира по биомассе B_{buf}, достаточно в выражении (2.16) произвести три формальные замены: $B_{buf} \to F_{buf}$, $B_{lim} \to F_{lim}$ и $CV_B \to CV_F$. В результате получим (при тех же значениях коэффициентов a_0, a_1, b_1, b_2)

$$B_{buf} = \frac{B_{lim}}{1+CV_B\left(t-\frac{a_0+a_1 t}{1+b_1 t+b_2 t^2}\right)}, \tag{2.17}$$

где $t = \sqrt{\ln(r^{-2})}$.

Нетрудно видеть, что если цель регулирования состоит в максимизации среднемноголетнего улова, то методы оценки буферных ориентиров могут с успехом применяться для нахождения целевого ориентира управления по интенсивности промысла. В этом случае F_{tr} совпадает с границей области биологически безопасного управления с учетом неопределенности, т.е. $F_{tr} = F_{buf}$, и, следовательно, для оценки ориентира F_{tr} будут справедливы выражения (2.6), (2.7), (2.9) и (2.16).

2.3. Правило регулирования промысла (ПРП)

Оценка ориентиров управления осуществляется с целью обоснования правила регулирования промысла (ПРП). ПРП — это формализованное правило (алгоритм) принятия решений по регулированию рыболовства с учетом ориентиров управления и текущего состояния запасов. В традиционном подходе, где используется всего один ориентир управления, этот алгоритм предельно прост:

$$F_{tr} = \text{const для всех } B_i > 0$$

и

$$ОДУ_i = F_{tr} B_i.$$

В предосторожном подходе правило устанавливает более сложную функциональную связь между показателем состояния запаса (обычно биомассой) и управляемыми параметрами системы запас–промысел: промысловым усилием, промысловой смертностью

или ОДУ. Общее содержание ПРП регламентируется концепцией предосторожного подхода, однако отдельные его детали (иногда достаточно принципиальные) могут зависеть от интерпретации некоторых неоднозначных положений подхода, приведенных в официальных документах, в частности в известном Соглашении ООН 1995 года [UN, 1995]. На наш взгляд, это является положительным моментом, поскольку значительно расширяет диапазон возможных решений при адаптации предосторожного подхода к условиям конкретного промысла или сложившейся системы управления запасами.

2.3.1. Эволюция правила регулирования промысла

Прежде чем перейти к рассмотрению применяемых на практике версий предосторожного подхода, остановимся на эволюции правила регулирования промысла, начиная с простейшей схемы ПРП, изначально применявшейся для оценки ОДУ.

Традиционный подход

Начальные условия:

• неопределенность в оценках параметров в явном виде не учитывается (все параметры — детерминированные величины);

• запас сохраняет устойчивость при всех возможных значениях его биомассы;

• регулирование обеспечивает последовательное приближение запаса к состоянию, отвечающему выбранной цели эксплуатации.

Ориентиры управления

• целевой ориентир управления по интенсивности промысла, F_{tr}.

В качестве целевого ориентира управления F_{tr}, как правило, используются значения интенсивности промысла, максимизирующие продуктивность запаса в равновесных условиях, например, F_{MSY} или F_{max} (рис. 2.17). Если продукционные кривые, по которым определяют эти показатели, имеют плоскую вершину, то оценки показателей оказываются «размытыми». В этом случае целесообразно выбирать значения целевых параметров на более низком уровне $F_{0.n}$, где $1 \leq n \leq 2$. В частности, если целью регулирования является максимизация среднемноголетней прибыли от промысла (MEY), то достаточно хорошим приближением значения целевого ориентира к решению этой задачи будет:

$$F_{MEY} \sim F_{0.1}.$$

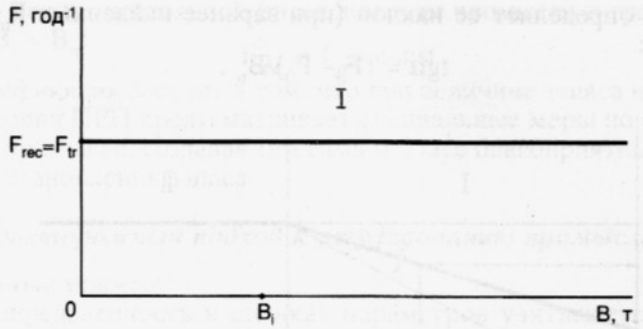


Рис. 2.17. ПРП для традиционного подхода

Режим регулирования:

• регулирование с постоянной интенсивностью промысла, равной целевому ориентиру управления на всем диапазоне возможных значений биомассы запаса:

$$F_{rec_i} = F_{tr} = \text{const для всех } B_i > 0.$$

Модифицированный традиционный подход

Начальные условия:

• неопределенность в оценках параметров в явном виде не учитывается (все параметры — детерминированные величины);

• запас сохраняет устойчивость на всем диапазоне возможных значений его биомассы;

• регулирование обеспечивает ускоренное восстановление запаса до целевого (оптимального) уровня и поддержание его на этом уровне.

Ориентиры управления:

• целевой ориентир управления по интенсивности промысла, F_{tr};

• целевой ориентир управления по биомассе, B_{tr}.

• вспомогательный ориентир управления по интенсивности промысла, F_0;

F_{tr} определяется исходя из тех же соображений, что и при традиционном подходе.

B_{tr} определяется как биомасса, соответствующая выбранной цели регулирования, например B_{MSY}, B_{max} и т.д. Поскольку теоретические предпосылки оценки F_{tr} и B_{tr} одинаковы, желательно, чтобы эти ориентиры были функционально зависимы, т.е. $B_{tr} = f(F_{tr})$.

F_0 для рассматриваемой здесь линейной траектории восстановле-

ния запаса определяет ее наклон (при заранее найденных F_{tr} и B_{tr}) (рис. 2.18):

$$tg\alpha = (F_{tr} - F_0)/B_{tr}.$$

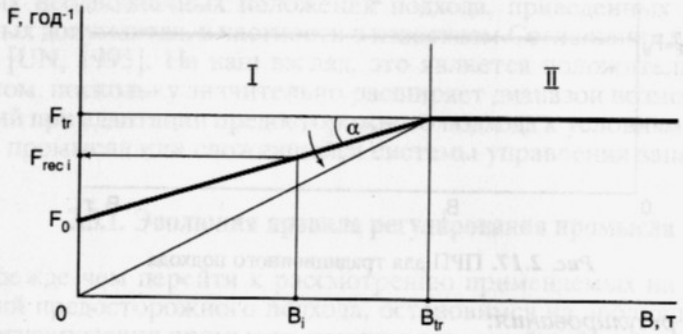


Рис. 2.18. ПРП для модифицированного традиционного подхода

Чем больше наклон, тем более щадящим и потому более благоприятным для восстановления запаса является промысловый режим на участке $B_i<B_{tr}$. С другой стороны, увеличение наклона связано с уменьшением рекомендуемой интенсивности промысла, а следовательно, и промыслового изъятия. В этой связи при нахождении оптимального уровня $F_0(0 \le F_0 \le F_{tr})$ должны приниматься во внимание не только биологические, но и экономические факторы. Оценку вспомогательного ориентира управления можно осуществить путем имитационного моделирования процесса восстановления запаса до уровня B_{tr} при разных значениях F_0. В качестве оценки выбирается такое значение промысловой смертности, которое дает наилучшее сочетание ожидаемого времени восстановления запаса (как функции F_0) и экономически приемлемых для этого периода промысловых потерь (тоже как функции F_0).

Замечание: формальной границей между традиционным и предосторожным подходами к регулированию промысла является маргинальная траектория восстановления запаса при $F_0 = 0$.

Режим регулирования:

I — режим восстановления запаса, $0 \le B_i < B_{tr}$.

Рекомендуемое значение интенсивности промысла рассчитывается по формуле:

$$F_{rec_i} = B_i tg\alpha + F_0 = (F_{tr} - F_0)B_i/B_{tr} + F_0,$$

где $tg\alpha$ — наклон траектории восстановления запаса.

II — режим постоянной интенсивности промысла в границах области $B_i > B_{tr}$:

$$F_{rec_i} = F_{tr} = const.$$

Модификация состоит в том, что при величине запаса ниже целевого уровня ПРП предусматривает специальные меры по снижению пресса промысла, создавая тем самым более благоприятные условия для восстановления запаса.

Предосторожный подход к регулированию промысла

Начальные условия:

- неопределенность в оценках параметров учитывается в явном виде (параметры — случайные величины);
- запас может потерять устойчивость при падении величины запаса ниже некоторого критического уровня;
- регулирование обеспечивает ускоренное восстановление запаса до целевого уровня и поддержание его на этом уровне без ущерба для биологической безопасности запаса;
- при приближении показателей состояния запаса (в первую очередь, биомассы) к границам диапазона их биологически безопасных значений принимаются заранее предусмотренные меры по ограничению эксплуатации запаса вплоть до полного прекращения любой промысловой деятельности.

Ориентиры управления:

В общем случае при описании «предосторожной» стратегии регулирования могут использоваться 3 типа ориентиров управления (см. рис.2.4):

1. Граничный ориентир по биомассе B_{lim}; граничный ориентир по интенсивности промысла F_{lim}.
2. Буферный (предосторожный) ориентир по биомассе B_{buf}; буферный (предосторожный) ориентир по интенсивности промысла F_{buf}.
3. Целевой ориентир по биомассе B_{tr}, целевой ориентир по интенсивности промысла F_{tr}.

Следует отметить, что буферные ориентиры, являясь по существу вспомогательными, тем не менее играют важную роль в практических реализациях правила регулирования промысла при предосторожном подходе к оценке ОДУ. В зависимости от целей регулирования рыболовства буферные ориентиры могут частично или полностью выполнять функции основных, граничных или целевых, ориентиров управления. Так, например, в схеме регулирования ИКЕС ориентир B_{buf} используется в качестве B_{tr}, а в схеме НАФО — под-

меняет собой граничный ориентир B_{lim} (как индикатор области подрыва запаса).

Принимая это во внимание, схему предосторожного подхода без потери общности можно представить в упрощеном виде, рассмотрев случай, когда целевые ориентиры B_{tr} и F_{tr} определяют границы области биологически безопасной эксплуатации запаса в условиях неопределенности, т.е. совпадают с буферными ориентирами B_{buf} и F_{buf} (рис.2.19). Такая схема не только оправдана теоретически, но и имеет практическое значение, когда долговременная задача промыслового использования запаса заключается в максимизации среднемноголетнего вылова.

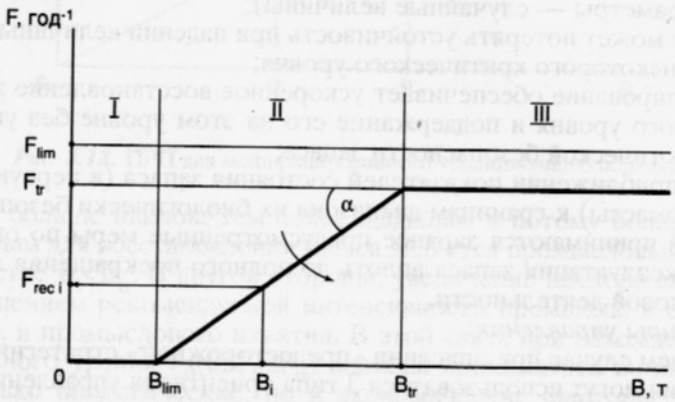


Рис. 2.19. ПРП для предосторожного подхода

В этом случае весь диапазон возможных значений биомассы запаса, характеризующей его состояние, разбивается на три участка, для каждого из которых правило регулирования промысла обеспечивает нахождение оптимальных значений интенсивности промысла F_{rec}.

Режимы регулирования:

I — режим полного запрета на промысел, $0 \le B_i \le B_{lim}$:

$$F_{rec} = 0.$$

II — режим восстановления запаса, $B_{lim} < B_i < B_{tr}$:

$$F_{rec_i} = F_{tr}\ tg\alpha = F_{tr}\ (B_i - B_{lim})/(B_{tr} - B_{lim}),$$

где $tg\alpha$ — наклон траектории восстановления запаса.

III — режим постоянной интенсивности промысла, $B_i \ge B_{tr}$:

$$F_{rec_i} = F_{tr} = const.$$

2.3.2. Практические версии правила регулирования промысла

Формирование положений и основных принципов рационального использования рыбных ресурсов, изложенных в Приложении II Соглашения ООН об охране трансграничных запасов и запасов далеко мигрирующих видов рыб и управлении ими [UN, 1995], Кодексе поведения при ответственном рыболовстве [FAO, 1995] и других документах, регламентирующих применение предосторожного подхода, оставляют широкие возможности для детализации стратегии рыболовства применительно к конкретным условиям. Это позволило заинтересованным международным организациям и национальным рыбохозяйственным ведомствам приступить к разработке собственных версий управления запасами (правила регулирования промысла) в рамках предосторожного подхода. В результате появились определенные различия как в терминологии, так и в трактовке отдельных ключевых моментов предосторожного подхода как новой философии рационального рыболовства (Приложение II). Попытки сблизить позиции различных групп разработчиков и унифицировать понятийный аппарат предосторожного подхода сталкиваются с большими трудностями, поскольку каждая из известных в настоящее время версий не только имеет под собой достаточно убедительное теоретическое обоснование, но и учитывает сложившуюся региональную практику регулирования рыболовства.

Эти различия наглядно проявляются при сопоставлении версий предосторожного подхода, прошедших апробацию в ряде международных организаций и национальных рыбохозяйственных ведомств.

ИКЕС

Конкретизация принципов предосторожного подхода с целью их практического воплощения в виде научно-методических основ регулирования промысла рыб Северной Атлантики на протяжении последних лет является главной задачей ряда научных комитетов и рабочих групп ИКЕС, в частности Рабочей группы по комплексному изучению рыболовства [ICES, 1996, 1997a, 1999] и Рабочей группы по предосторожному подходу к регулированию рыболовства [ICES, 1997b, 1998]. Необходимо отметить, что, поскольку ИКЕС не является регулирующей организацией, ее рекомендации не содержат конкретных указаний по величине ОДУ для конкретных запасов. Основная задача, которую решает ИКЕС, — определение границ области биологически безопасной эксплуатации запаса и установление наиболее приемлемых вариантов регулирования, обеспечиваю-

щих восстановление и сохранение запаса в этих границах. В качестве таких опций исследуются различные уровни интенсивности промысла, выраженные в единицах промысловой смертности $F_{„tr"}$.

Анализ выполняется на основе версии предосторожного подхода (рис. 2.20), реализованной с помощью двух парных ориентиров управления: граничных (B_{lim}, F_{lim}) и предосторожных (B_{pa}, F_{pa}). Роль целевого ориентира по биомассе при тестировании значений промысловой смертности $F_{„tr"} \leq F_{pa}$ выполняет предосторожный ориентир B_{pa}.

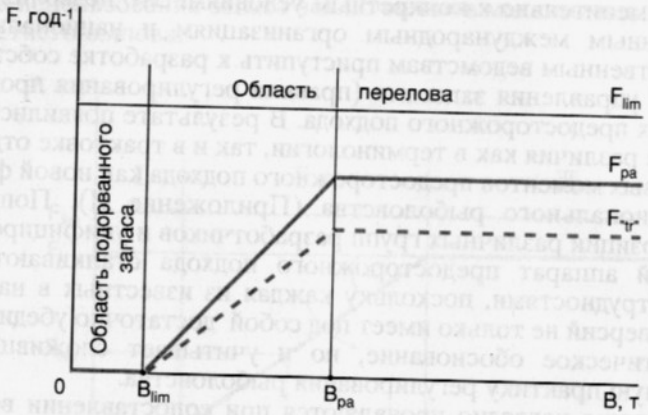


Рис. 2.20. Общая схема регулирования промысла (ИКЕС)

Ориентиры управления по биомассе

Граничный ориентир B_{lim} — величина биомассы запаса (нерестового запаса), ниже которой запас не должен опускаться с высокой степенью вероятности. Предполагается, что эта величина является нижней границей диапазона биологически безопасных значений биомассы нерестовой части запаса. В явном виде в рекомендации B_{lim} не включается и используется в основном для вычисления величины предосторожного ориентира управления по биомассе, который в интерпретации ИКЕС призван гарантировать запас от перелова по пополнению.

Предосторожный ориентир B_{pa} определяет величину биомассы запаса, ниже которой запас считается потенциально переловленным. При сокращении запаса ниже этого уровня возрастает риск снижения биомассы до уровня B_{lim}. Чтобы этого не произошло, величина B_{pa} рассчитывается относительно B_{lim} с учетом случайного характера оценок биомассы:

$$B_{pa}=B_{lim}\exp(1.645s),$$

где 1.645 — значение коэффициента Стьюдента для доверительной вероятности 95%; s — мера неопределенности, выраженная в единицах стандартной ошибки (σ) или коэффициента вариации (CV) оценки B.

Ориентиры управления по промысловой смертности

Граничный ориентир F_{lim}. В каждом конкретном случае выбор ориентира определяется принятой целью регулирования и доступной информацией, от которой зависит как возможность использования тех или иных методов расчета, так и последующая интерпретация результатов.

Естественным выбором для F_{lim} являются *биологические ориентиры* F_{crash} и F_{loss}, которые ассоциируются (в рамках концепции равновесного состояния запаса) с утратой устойчивости и коллапсом запаса. К сожалению, оценку F_{crash} нельзя считать надежной, поскольку начальный участок кривой запас–пополнение, на котором она находится, как правило, плохо определен из-за отсутствия достоверных данных в области малых значений нерестового запаса. Несколько более надежной считается оценка F_{loss}, которая в меньшей степени зависит от формы кривой запас–пополнение. Если оценки F_{crash} и F_{loss} оказываются неправдоподобно высокими, от них следует отказаться, т.к. в противном случае это может привести к чрезмерно низкому уровню ОДУ и неоправданно сузить область допустимой эксплуатации запаса.

Формальный выбор в пользу F_{med} корректен только при условии, что наблюдаемое распределение точек (R_i, SSB_i) смещено к началу координат.

Биологический ориентир F_{MSY} в качестве граничного ориентира в ИКЕС не рассматривается, несмотря на прямое указание в пользу этого выбора, приведенное в п.7 Приложения II Соглашения ООН 1995 г. [UN, 1995]. Основанием для такого решения, в частности, являются [ICES, 1998]:

- отсутствие официально задокументированных случаев, когда запас, промысловая смертность в котором на протяжении продолжительного времени поддерживалась на уровне F_{MSY}, оказался подорванным;
- сильная зависимость оценки F_{MSY}, полученной с помощью про-

дукционной модели, учитывающей возрастной состав уловов, от принятой в расчетах и обычно недостаточно хорошо определенной модели запас–промысел.

Кроме того, согласно п.5 процитированного выше документа, промысловая смертность, а следовательно, и рекомендуемое целевое значение F не должны превышать F_{lim} с высокой степенью вероятности; но поскольку F_{MSY} во многих случаях не очень велика по сравнению, например, с F_{crash}, то выбор $F_{lim}=F_{MSY}$ может привести к слишком большому занижению ОДУ. Избежать этого можно, только значительно снизив требования к величине допустимой вероятности $P(F<F_{lim})$, например до уровня 70–75%.

Предосторожный ориентир F_{pa} выбирается из условия, что текущее значение общей промысловой смертности с высокой вероятностью не должно превышать заранее установленного уровня F_{lim}. В Приложении II к Соглашению ООН 1995 г. [UN, 1995], откуда заимствовано это условие, конкретная величина такой вероятности не определена. Консультативный совет ИКЕС по регулированию рыболовства принял эту вероятность равной 95%. Если считать, что F, как величина случайная, распределена по логнормальному закону, то приведенное выше условие будет выполняться при

$$F=F_{lim}\exp(-1.645s),$$

где s — мера неопределенности в оценке текущего значения общей промысловой смертности, а 1.645 — значение коэффициента Стьюдента для доверительной вероятности $P_c= 0.95$.

Как уже было отмечено, основным назначением схемы предосторожного подхода, принятой в ИКЕС, является сохранение эксплуатируемых запасов в биологически безопасных границах. Это достигается путем обеспечения высокой вероятности того, что биомасса нерестового запаса не спустится ниже порогового уровня (B_{lim}), связанного с повышенным риском появления неурожайного поколения; промысловая смертность не поднимется выше уровня F_{lim}, при котором биомасса нерестового запаса может снизиться до этого порогового уровня.

Чтобы гарантировать выполнение перечисленных условий, вводятся буферные ориентиры F_{pa} и B_{pa} — основные величины, на которых в ИКЕС строится обоснование рекомендаций по величине ОДУ и другим мерам регулирования промысла: ими ограничивается уровень промыслового использования запасов и ими же руководствуются, принимая решения о начале реализации программ восстановления подорванных запасов.

НАФО

Принятая в НАФО интерпретация рекомендаций по осуществлению предосторожного подхода, изложенных в Приложении II Соглашения ООН по сохранению трансграничных запасов и запасов далеко мигрирующих видов рыб и управлению ими [UN, 1995], послужила основой для создания собственной версии правила регулирования промысла [NAFO, 1997, 1998, 2000]. По сравнению с версией ИКЕС последняя имеет ряд формальных отличий, затрагивающих, в частности, состав ориентиров управления и их функции в схеме предосторожного подхода.

По версии НАФО регулирование рыболовства должно осуществляться по схеме, приведенной на рис. 2.21.

Рис. 2.21. Общая схема регулирования промысла (НАФО)

В приведенной схеме используются шесть ориентиров управления: B_{lim}, B_{buf}, B_{tr}, F_{lim}, F_{buf} и F_{tr}.

Ориентиры управления по биомассе

Граничный ориентир B_{lim} — величина биомассы нерестового запаса (SSB), ниже которой запас не должен опускаться.

Буферный ориентир B_{buf} — расчетное значение биомассы нерестового запаса (SSB), при которой реальный запас с высокой степенью вероятности не опускается до уровня B_{lim}. Ориентир B_{buf} тем больше B_{lim}, чем выше неопределенность в оценке B. B_{buf} служит

своеобразным буфером, смещающим нижнюю границу допустимого управления в область более высоких значений биомассы нерестового запаса.

Целевой ориентир B_{tr} — величина общей биомассы запаса (TSB), являющаяся конечной целью восстановления переловленных запасов; соответствует биомассе, способной продуцировать MSY.

Ориентиры управления по промысловой смертности

Граничный ориентир F_{lim} — предельно допустимая величина коэффициента промысловой смертности, при превышении которой состояние запаса определяется как перелов; $F_{lim} \leq F_{MSY}$.

Буферный ориентир F_{buf} — величина коэффициента промысловой смертности, при которой темп промысловой убыли с высокой степенью вероятности не превышает уровень F_{lim}; F_{buf} тем меньше F_{lim}, чем выше неопределенность в оценке F_{lim}; F_{buf} служит буфером, смещающим верхнюю границу допустимого управления в область более низких значений коэффициента промысловой смертности.

Целевой ориентир F_{tr} — величина коэффициента промысловой смертности, зависящая от целей регулирования промысла и ограниченная неравенством: $F_{tr} \leq F_{buf}$.

Рассматриваемая схема регулирования позволяет решить две основные задачи, с которыми связано представление о целях управления запасами в рамках предосторожного подхода:

1. Поддержание биомассы нерестового запаса SSB заведомо выше буферного уровня B_{buf}, который, в свою очередь, по определению выше граничного ориентира B_{lim}, т.е. $SSB_i > B_{buf} > B_{lim}$.

2. Управление запасом таким образом, чтобы сначала восстановить его биомассу запаса до целевого уровня B_{tr}, а затем поддерживать ее на этом уровне; рекомендуемое значение промысловой смертности F_{tr} при этом не должно в среднем превышать величину буферного ориентира F_{buf}, т.е. $F_{tr} \leq F_{buf} < F_{lim}$.

В качестве ориентиров управления используются биологические ориентиры, выбор которых в каждом конкретном случае определяется полнотой и качеством используемой информации об объекте исследования. Различие уровней информационного обеспечения вынуждает применять различные методы количественного анализа исходных данных, что в конечном итоге приводит к различиям в биологической интерпретации ориентиров управления. Для наглядности это можно проиллюстрировать на примере обоснования (расчета) ориентиров управления для трех уровней информационного

обеспечения: высокого (1), среднего (2) и низкого (3) [Serchuk et al., 1997].

1. Доступная информация позволяет использовать модели с возрастной структурой.

Набор ориентиров управления может быть определен следующим образом:

$$B_{lim} = (MBAL, B_{loss}), \quad F_{lim} = (F_{MSY}, F_{max}, F_{med}),$$
$$B_{buf} = B_{lim}\exp(+2s), \quad F_{buf} = F_{lim}\exp(-2s).$$
$$B_{tr} = B_{MSY},$$

2. Доступная информация позволяет использовать продукционные модели, методы анализа улова на рекрута и зависимости запас–пополнение (по данным съемок).

Набор ориентиров управления может быть определен следующим образом:

$$B_{lim} = B_{loss}, \quad F_{lim} = (F_{MSY}, F_{max}, F_{30\%}),$$
$$B_{buf} = 2/3\, B_{MSY}, \quad F_{buf} = (M, 0.5\, F_{MSY}).$$
$$B_{tr} = B_{MSY},$$

3. Доступная информация позволяет использовать нестандартные методы анализа, основанные на результатах учетных съемок.

Набор ориентиров управления может быть определен следующим образом:

$$B_{lim} = 0.2B_{max}, \quad F_{lim} = F_{30\%},$$
$$B_{buf} = 0.5B_{max}, \quad F_{buf} = M.$$

(Здесь B_{max} — максимальное значение индекса биомассы запаса по результатам съемок.)

Национальная служба морского рыболовства США (NMFS)

Американская система регулирования ориентирована на обеспечение условий для устойчивого рыболовства. Задача научного обоснования устойчивой, т.е. неистощительной, эксплуатации рыбных ресурсов решается путем привязки ключевых определений и положений системы к концепции максимального устойчивого улова (MSY). Так, в принятом Конгрессом США в сентябре 1996 г. законодательном Акте Магнусона-Стивенса [Thompson and Mase, 1997] термин «перелов» определен как «промысловая смертность, которая подвергает опасности способность запаса продуцировать MSY на постоянной основе»; термин «оптимальный улов» (OY) — аналог общепринятого термина «общий допустимый улов», трактуется как

«величина улова, дающего американскому народу наибольшую совокупную выгоду и отвечающая требованиям охраны морских экосистем», при этом OY для благополучных запасов не должен превышать MSY, а для подорванных — OY не должен препятствовать восстановлению запасов до уровня MSY.

Подход к регулированию промысла демерсальных видов рыб в ИЭЗ США в северо-западной части Тихого океана [NMFS 1996] мало отличается от рассмотренных ранее «европейских» схем за исключением интерпретации использованных в схеме (рис. 2.22) ориентиров управления. Различие связано с довольно жесткой ориентацией всей системы регулирования на оптимизацию промысла на уровне MSY. Аналогом общепринятого граничного ориентира управления по промысловой смертности является F_{OFL} (уровень промысловой смертности, отвечающий принятому определению перелова); аналог целевого ориентира управления (F_{ABC}) соответствует уровню промысловой смертности, позволяющей получить биологически допустимый улов (ABC). ABC — это точечная или интегральная оценка улова, которая обеспечивает достижение намеченной цели регулирования. Если запас не переловлен, ABC приближается к оптимальному улову; если переловлен, ABC соответствует принятому плану восстановления запаса. В данной схеме ОДУ не рассчитывается, а выбирается менеджерами из диапазона приемлемых значений ABC с учетом результатов анализа рисков, а также социально-экономических факторов [Powers, 1996].

Граничным ориентиром по биомассе служит так называемый «пороговый» уровень (B_{thr}), ниже которого могут возникнуть затруднения с восстановлением запаса до величины B_{MSY} даже при благоприятных условиях. В качестве этого ориентира «по умолчанию» используется крайне низкое значение $B_{thr} = 0.05B_{MSY}$, хотя и с оговоркой, что оно может быть изменено при наличии соответствующей информации. Следует отметить, что в более ранних рекомендациях NMFS пороговый уровень биомассы равнялся 25% средней биомассы в отсутствие промысла [Quinn et al., 1990], т.е. был примерно на порядок выше.

В качестве предосторожного (он же — целевой) ориентира управления по биомассе (B_{pre}) в соответствии с принятой здесь концепцией регулирования выбрана величина B_{MSY}.

Рассматриваемое правило регулирования промысла предусматривает шесть вариантов расчета управляющих параметров в зависимости от состава и качества доступного информационного обеспечения. Кроме того, при расчетах принимается во внимание текущее состояние запасов.

Графическая интерпретация правила регулирования промысла показана на рис.2.22:

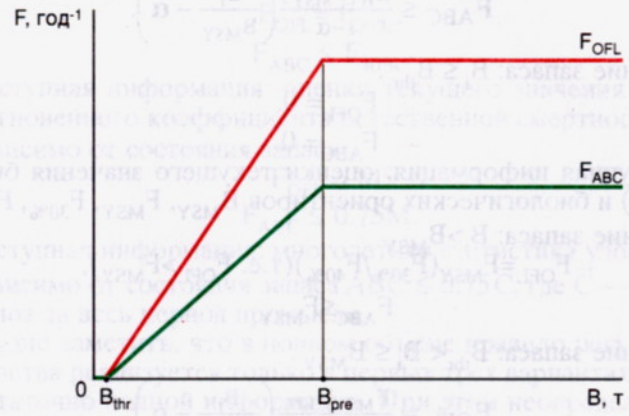


Рис. 2.22. Общая схема регулирования промысла (США)

1. Доступная информация: оценки текущей биомассы запаса (B_i), биологических ориентиров B_{MSY} и F_{MSY} и закона распределения оценки F_{MSY}.

Состояние запаса: $B_i > B_{MSY}$.

$$F_{OFL} = \mu_a(\hat{F}_{MSY}),$$

где $\mu_a(\hat{F}_{MSY}) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(\hat{F}_{MSY})_i$ — среднее арифметическое оценки $\hat{F}_{MSY}$.

$$F_{ABC} = \mu_h(\hat{F}_{MSY}),$$

где $\mu_h(\hat{F}_{MSY}) = \left[\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{1}{\hat{F}_{MSY}}\right)_i\right]^{-1}$ — среднее гармоническое оценки $\hat{F}_{MSY}$.

По определению $\mu_a > \mu_h$, что обусловливает строгое неравенство $F_{OFL} > F_{ABC}$.

Состояние запаса: $B_{thr} < B_i \le B_{MSY}$.

$$F_{OFL} \le \frac{\mu_a(F_{MSY})}{1-\alpha}\left(\frac{B_i}{B_{MSY}} - \alpha\right),$$

где $\alpha = B_{thr}/B_{MSY}$ — априори задаваемая величина, в рассматриваемом случае $\alpha = 0.05$;

$$F_{ABC} \le \frac{\mu_H(F_{MSY})}{1-\alpha}\left(\frac{B_i}{B_{MSY}} - \alpha\right).$$

Состояние запаса: $B_i \le B_{thr}$.

$$F_{OFL} = 0,$$
$$F_{ABC} = 0.$$

2. Доступная информация: оценки текущего значения биомассы запаса (B_i) и биологических ориентиров B_{MSY}, F_{MSY}, $F_{30\%}$, $F_{40\%}$.

Состояние запаса: $B_i > B_{MSY}$

$$F_{OFL} = F_{MSY}(F_{30\%}/F_{40\%})(\text{т.е. } F_{OFL} > F_{MSY}),$$
$$F_{ABC} \le F_{MSY}$$

Состояние запаса: $B_{thr} < B_i \le B_{MSY}$.

$$F_{OFL} = \frac{F_{MSY}F_{30\%}}{1-\alpha F_{40\%}}\left(\frac{B_i}{B_{MSY}} - \alpha\right);$$

$$F_{ABC} \le \frac{F_{MSY}}{1-\alpha}\left(\frac{B_i}{B_{MSY}} - \alpha\right).$$

Состояние запаса: $B_i \le B_{thr}$.

$$F_{OFL} = 0;$$
$$F_{ABC} = 0.$$

3. Доступная информация: оценки текущего значения биомассы запаса (B_i) и биологических ориентиров $B_{40\%}$, $F_{30\%}$, $F_{40\%}$ ($B_{40\%} = 0.4B_\infty$).

Состояние запаса: $B_i > B_{40\%}$.

$$F_{OFL} = F_{30\%};$$
$$F_{ABC} = F_{40\%}.$$

Состояние запаса $\alpha < B_i/B_{40\%} \le 1$

$$F_{OFL} \le \frac{F_{30\%}}{1-\alpha}\left(\frac{B_i}{B_{40\%}} - \alpha\right),$$

$$F_{ABC} \le \frac{F_{40\%}}{1-\alpha}\left(\frac{B_i}{B_{40\%}} - \alpha\right).$$

Состояние запаса: $B_i/B_{40\%} \le \alpha$

$$F_{OFL} = 0;$$
$$F_{ABC} = 0.$$

4. Доступная информация: оценки текущего значения биомассы (B_i) и биологических ориентиров $F_{30\%}$ и $F_{40\%}$.

Независимо от состояния запаса

$$F_{OFL} = F_{30\%};$$
$$F_{ABC} \le F_{40\%}.$$

5. Доступная информация: оценки текущего значения биомассы (B_i) и мгновенного коэффициента естественной смертности.

Независимо от состояния запаса

$$F_{OFL} = M;$$
$$F_{ABC} \le 0.75M.$$

6. Доступная информация: многолетняя статистика уловов.

Независимо от состояния запаса $ABC \le 0.75\bar{C}$, где $\bar{C}$ — среднегодовой улов за весь период промысла.

Нетрудно заметить, что в полном объеме правило регулирования рыболовства реализуется только в первых трех вариантах при наличии достаточно полной информации. При этом неопределенность в оценках параметров практически не используется для создания обоснованного разрыва между $F_{lim} = F_{OFL}$ и $F_{tr} = F_{ABC}$. В вариантах 4 и 5 схема предосторожного подхода по существу вырождается в традиционную схему регулирования: $F_{tr} = const$ на всем диапазоне возможных значений биомассы запаса. Вариант 6 предлагает достаточно спорную модификацию инерционного прогноза, которая не учитывает тенденций в динамике вылова и результативности (производительности) промысла, обусловленной совершенствованием орудий и способов лова.

ВНИРО

Принятая во ВНИРО модификация предосторожного подхода дает возможность при значениях запаса ниже уровня B_{lim} осуществлять плановый научный и/или контрольный лов в объемах, позволяющих эффективно отслеживать состояние подорванного запаса, чтобы в случае необходимости своевременно принять дополнительные меры по его охране или, напротив, не пропустить момент для возобновления промышленной эксплуатации запаса.

Начальные условия:

- неопределенность в оценках параметров учитывается в явном виде;
- запас может потерять устойчивость в области малых значений численности (биомассы);
- регулирование обеспечивает ускоренное восстановление запаса до целевого (оптимального) уровня и поддержание его на этом уровне;

• коммерческая эксплуатация запаса осуществляется строго в границах биологически безопасных для запаса значений показателей его состояния (B_{lim} и F_{lim}); научный (контрольный) лов является обязательным для обеспечения полноценного мониторинга подорванных запасов ($B \le B_{lim}$).

Ориентиры управления.

1. Граничный ориентир по биомассе, B_{lim}; граничный ориентир по интенсивности промысла, F_{lim}.

2. Целевой ориентир по биомассе, B_{tr}, целевой ориентир по интенсивности промысла, F_{tr}.

3. Вспомогательный ориентир управления по интенсивности промысла, F_0.

Выбор граничных и целевых ориентиров управления зависит от состояния запаса и уровня информационного обеспечения расчетов.

Ориентир F_0 (рис. 2.23) определяет максимально допустимый уровень интенсивности научного и контрольного лова после объявления моратория на промышленное рыболовство. F_0 оценивается исходя из ранее установленного уровня B_{lim} и среднего за последние 3 года объема научного и контрольного лова ($\overline{C}_{(3)}$):

$$F_0 = \overline{C}_{(3)}/B_{lim}.$$

Вместо $\overline{C}_{(3)}$ можно использовать минимальную величину годового научного и контрольного вылова за весь период наблюдений (C_{min}) или оценку улова, соответствующего минимально необходимому для статистически достоверной оценки показателей состояния запаса объему первичных промысловых данных (C_{st}).

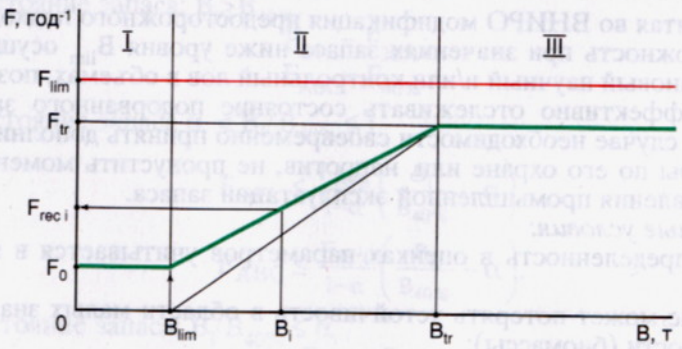


Рис. 2.23. Общая схема регулирования промысла (ВНИРО)

Режимы регулирования:

I — режим научного (контрольного) лова, $0 < B \le B_{lim}$.

Рекомендуемое значение интенсивности промысла для научного и контрольного лова F^{sc}_{rec} можно определять двумя способами:

• если значение F_0 мало настолько, что соответствующий ему вылов не может существенно сказаться на состоянии запаса, то $F^{sc}_{rec_i} \neq f(B_i)$ и $F^{sc}_{rec} = F_0 = const$.

• если F_0 сравнительно велико, то $F^{sc}_{rec_i}$ оценивается по результатам имитационного моделирования динамики запаса на перспективу до 5 и более лет при условии, что $F^{sc}_{rec_i} \le F_0$. Процедура оценки состоит в том, что, задавая постепенно уменьшающиеся значения F, получают различные варианты динамики запаса, которые последовательно сравнивают с теоретической динамикой запаса в отсутствие промысла. В качестве рекомендуемой величины интенсивности промысла выбирают такое ее значение, при котором динамика запаса ненамного отличается от контрольной версии при F=0.

II — режим восстановления запаса, $B_{lim} < B_i < B_{tr}$:

$$F_{rec\,i} = (B_i - B_{lim})tg\alpha + F_0 = (F_{tr} - F_0)(B_i - B_{lim})/(B_{tr} - B_{lim}) + F_0,$$

где $tg\alpha$ — наклон траектории восстановления запаса.

III — режим постоянной интенсивности промысла, $B_i \ge B_{tr}$:

$$F_{rec\,i} = F_{tr} = const.$$

Вторая модификация предосторожного подхода предназначена для оценки ОДУ сильно флюктуирующих запасов рыб, к которым относится подавляющее большинство короткоцикловых и часть среднецикловых видов, например, сельдь [Бабаян, 1998б]. Регулирование промысла этих видов не вписывается в стандартную схему предосторожного подхода, ориентированного на стабилизацию промысла на определенном, заранее обоснованном целевом уровне. У рассматриваемых видов периодические изменения численности вызваны прежде всего внутрипопуляционными (внутривидовыми) причинами и в гораздо меньшей степени зависят от промысловых факторов. Поэтому в данном случае рациональное использование запасов предполагает не достижение некоторого единственного оптимума, а сохранение воспроизводительной способности запаса, достаточной для того, чтобы не нарушать природную специфику динамики численности таких запасов.

Предлагаемый вариант правила регулирования промысла (рис.2.24) обладает рядом достоинств:

• является предосторожным по отношению к сильно флюктуирующему запасу;

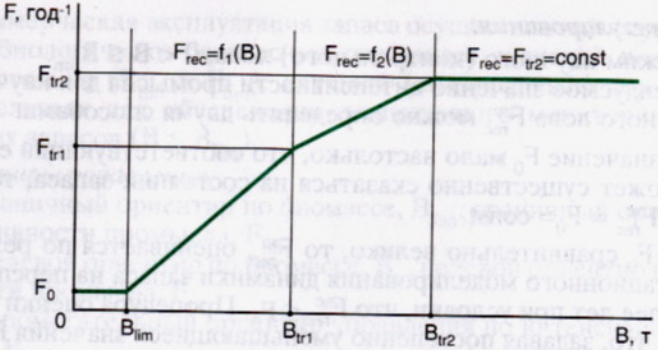


Рис. 2.24. Общая схема регулирования промысла сильно флюктуирующих запасов

• исключает резкие скачки рекомендуемой интенсивности промысла, а следовательно и ОДУ, при значительном изменении величины промыслового запаса;

• позволяет использовать приближенные способы оценки ориентиров управления (см. 2.2.3)

Главной особенностью рассматриваемой версии является наличие двух пар целевых ориентиров: F_{tr1}, B_{tr2} и F_{tr2}, Bt_{r1}.

Эмпирический способ нахождения ориентиров управления по биомассе показан на рис. 2.25.

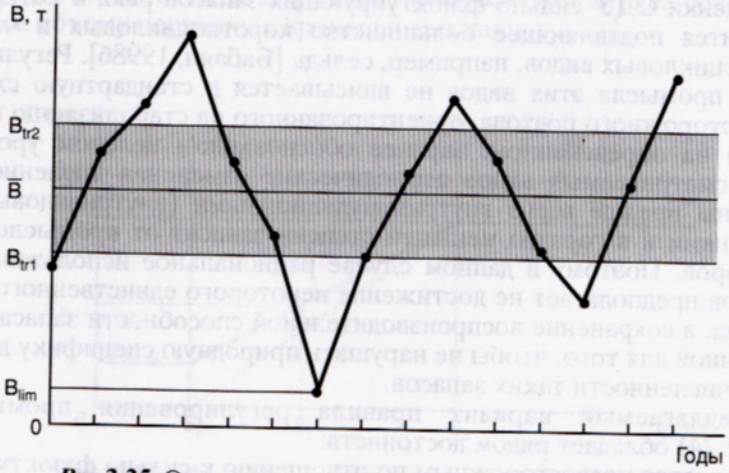


Рис 2.25. Определение ориентиров управления по биомассе для сильно флюктуирующих запасов

Здесь B_{lim} принимается равным наименьшему значению биомассы запаса за всю историю промысла. Целевые ориентиры B_{tr1} и B_{tr2} рассчитываются относительно среднемноголетней биомассы $\bar{B}$:

$$B_{tr1} = \bar{B}(1+h),$$

$$Bt_{r2} = \bar{B}(1-h).$$

Безразмерный коэффициент h выбирается с учетом амплитуды колебаний запаса, а также других характеристик, признанных существенными в каждом конкретном случае.

Из таких же эмпирических соображений следует исходить и при выборе целевых ориентиров по интенсивности промысла. В общем случае можно рекомендовать три простых способа оценки F_{tr1} и F_{tr2}.

1. Если для данного запаса известна величина мгновенного коэффициента естественной смертности M, в правиле регулирования промысла допустимо принять:

$$F_{tr1} = 0.3 \div 0.75M,$$

$$F_{tr2} = 0.8 \div 1.0M.$$

2. Если имеется оценка F_{lim}, полученная методом Кадди [Caddy, 1998], то это значение промысловой смертности, явно заниженное для граничного ориентира, можно использовать в качестве F_{tr2}, а F_{tr1} выбрать в пределах 50÷75% от F_{tr2}.

3. Если в схеме, приведенной на рис. 2.25, интенсивность промысла выразить в единицах годовой промысловой убыли φ_F, то целевое значение φ_F для величины запаса, которая выше среднемноголетней, можно выбрать из табл. 2.4, а целевое значение φ_F для состояния запаса ниже среднемноголетнего уровня приближенно оценить как и в предыдущем случае: 50÷75% от соответствующего табличного значения.

2.3.3. Ограничение промысла при низкой численности запаса

Различия между традиционным и предосторожным подходами к оценке ОДУ является следствием принципиально новой интерпретации рационального использования промысловых биоресурсов более совершенной методологии управления эксплуатируемыми запасами. Основные аспекты обоих подходов были подробно рассмотрены в предыдущих разделах данной работы, поэтому будет полезным обобщить практически значимые особенности нового подхода к управлению запасами, сопоставив их для наглядности с традиционной процедурой (Приложение IV). Результаты сравнения свидетельствуют в пользу предосторожного подхода, благодаря большей детализа-

ции процедуры обоснования ОДУ как управляющего параметра, приближению этой процедуры к реалиям регулирования рыболовства в условиях неопределенности и приоритете обеспечения биологической безопасности запаса над текущими задачами промысла, что в долговременном аспекте приводит к значительному экономическому выигрышу.

Техническую сторону предосторожного подхода к оценке ОДУ можно лучше понять, рассмотрев процедуру нахождения общего допустимого улова для одних и тех же состояний запаса, но с помощью двух версий правила регулирования промысла (рис. 2.26) . Состояния запаса определяются соответствующими значениями его биомассы: $B_i = Y_i/F_i$, где Y_i и F_i — фактический вылов и коэффициент промысловой смертности в год i.

Для сравнения традиционная и предосторожная процедуры оценки ОДУ применены к четырем одинаковым состояниям запаса, которые определены точками 1, 2, 3 и 4. В диапазоне $B_{tr} \leq B_i$ результаты оценки полностью совпадают. В диапазоне $B_i < B_{tr}$ проявляются существенные различия, которые сводятся к тому, что предосторожный подход дает меньшее значение ОДУ, поскольку традиционная формула оценки ОДУ

$$ОДУ_i = F_{tr} B_i$$

в рассматриваемом интервале состояний запаса заменяется на формулу

$$ОДУ_i = F_{rec_i} B_i,$$

где $F_{rec_i} = F_{rec}(B_i) < F_{tr}$.

Для еще большей наглядности воспользуемся графической интерпретацией правила регулирования промысла в форме:

$$ОДУ_i = f(B_i),$$

Совместив на одном рисунке варианты ПРП для обоих подходов (см. рис. 2.26), нетрудно прийти к следующим выводам:

- в диапазоне значений биомассы запаса от 0 до целевого уровня B_{tr} «предосторожные» оценки ОДУ всегда будут меньше оценок общего допустимого улова, полученных для тех же состояний запаса с помощью традиционного способа расчета ($ОДУ_2 > ОДУ^*_2$, $ОДУ_3 > ОДУ^*_3$);
- при значениях биомассы, превышающих уровень целевого ориентира управления B_{tr}, оценки ОДУ, рассчитанные двумя способами, полностью совпадают ($ОДУ_1 = ОДУ^*_1$);
- при значениях биомассы ниже уровня граничного ориентира управления B_{lim} предосторожный подход исключает промысловую эксплуатацию запаса.

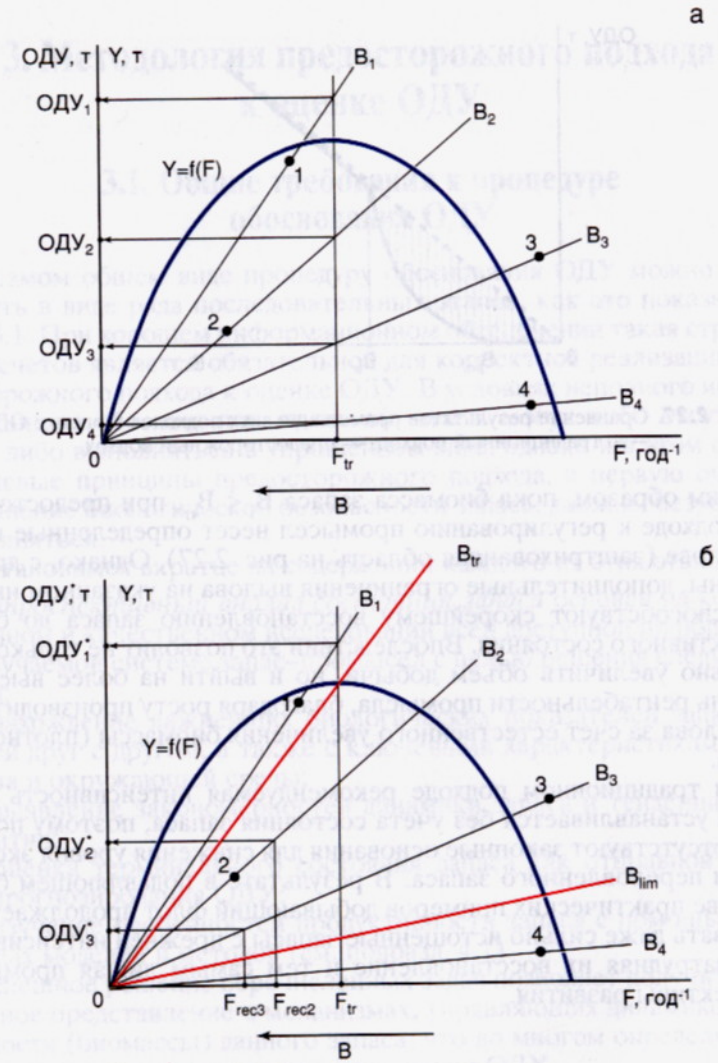


Рис. 2.26. Схема регулирования промысла с помощью ОДУ: *а* — традиционный подход; *б* — предосторожный подход

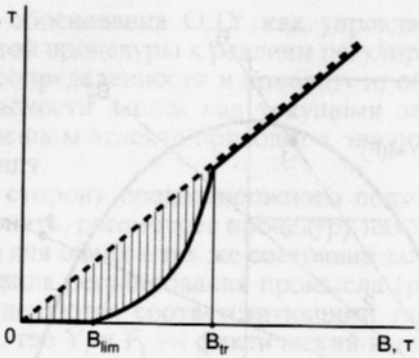


Рис. 2.27. Сравнение результатов применения двух подходов к оценке ОДУ: – – традиционный подход; — предосторожный подход

Таким образом, пока биомасса запаса $B_i < B_{tr}$, при предосторожном подходе к регулированию промысел несет определенные потери в улове (заштрихованная область на рис. 2.27). Однако, с другой стороны, дополнительные ограничения вылова на указанном интервале способствуют скорейшему восстановлению запаса до более продуктивного состояния. Впоследствии это позволит не только значительно увеличить объем добычи, но и выйти на более высокий уровень рентабельности промысла, благодаря росту производительности лова за счет естественного увеличения биомассы (плотности) запаса.

При традиционном подходе рекомендуемая интенсивность промысла устанавливается без учета состояния запаса, поэтому полностью отсутствуют законные основания для снижения уровня эксплуатации переловленного запаса. В результате в подавляющем большинстве практических примеров добывающий флот продолжает облавливать даже сильно истощенные запасы с прежней интенсивностью, затрудняя их восстановление и тем самым лишая промысел перспективы развития.

3. Методология предосторожного подхода к оценке ОДУ

3.1. Общие требования к процедуре обоснования ОДУ

В самом общем виде процедуру обоснования ОДУ можно представить в виде ряда последовательных этапов, как это показано на рис. 3.1. При хорошем информационном обеспечении такая структура расчетов является обязательной для корректной реализации предосторожного подхода к оценке ОДУ. В условиях неполного информационного обеспечения отдельные этапы могут либо отсутствовать, либо выполняться в упрощенном виде, однако и в этом случае ключевые принципы предосторожного подхода, в первую очередь сохранение биологической безопасности запаса, должны безусловно выполняться.

Остановимся вкратце на содержании каждого из этих этапов.

Ретроспективный анализ состояния запаса основан на количественном и качественном исследовании всей доступной информации об изучаемой системе запас–промысел с целью решения следующих задач:

- нахождение важнейших биологических показателей запаса, их связей друг с другом, а также с ключевыми характеристиками промысла и окружающей среды;
- выявление закономерностей динамики запаса и тенденций в ее развитии;
- оценка терминального состояния запаса как отправной точки для прогнозирования ОДУ;
- изучение особенностей продуктивности запаса с помощью различных моделей и методов (см. подразд. 4.1).

Успешное решение перечисленных задач позволяет получить правильное представление о механизмах, управляющих динамикой численности (биомассы) данного запаса, что во многом определяет достоверность конечного результата оценки ОДУ.

В ходе выполнения этого этапа осуществляется стандартизация и корректировка исходной информации, а также и выбор базовой математической модели динамики запаса. Выбор модели определяется не только задачами ретроспективного анализа и качеством имеющихся биопромысловых данных, но и ее прогностическими возможностями (см. подразд. 4.2) Это вызвано тем, что как для восстанов-

ления, так и для прогнозирования динамики запаса целесообразно использовать единый модельный подход, поскольку только в этом случае можно осуществить естественный и обоснованный переход от наблюденных к ожидаемым значениям параметров рассматриваемого запаса.

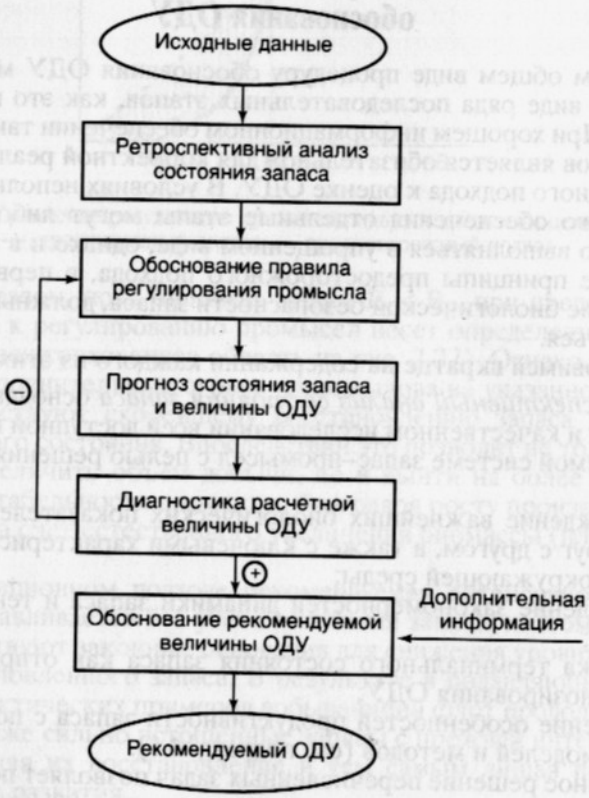


Рис. 3.1. Функциональная блок-схема процедуры обоснования ОДУ при предосторожном подходе

На этапе *обоснования правила регулирования промысла* выбирается общая схема управления запасом с помощью изменения интенсивности промысла (см. подразд. 2.3) и оцениваются значения используемых в этой схеме ориентиров управления (см. подразд. 2.2).

Выбор схемы регулирования и оценки ориентиров управления осуществляются на основе результатов ретроспективного анализа запаса.

Необходимо отметить, что для нахождения ориентиров управления не существует универсального подхода. В каждом конкретном случае это является целью специальных исследований, причем одни и те же биологические ориентиры могут выполнять роль разных ориентиров управления. Так, например, анализ рекомендованных в 1999 г. Консультативным комитетом ИКЕС по регулированию рыболовства (ACFM) ориентиров управления для 63 запасов показал [ICES, 2000], что в зависимости от условий некоторые биологические ориентиры используются в качестве отличных по своему функциональному назначению ориентиров управления (табл. 3.1).

Таблица 3.1. Функции некоторых биологических ориентиров в схеме регулирования ИКЕС

Биологический ориентир	Ориентир управления	Количество запасов, шт.
B_{LOSS}	B_{lim}	36
	B_{pa}	13
MBAL	B_{lim}	5
	B_{pa}	6
F_{med}	F_{lim}	3
	F_{pa}	14

Исходя из опыта регулирования отечественного рыболовства демерсальных видов рыб и других, сравнительно слабо флюктуирующих объектов промысла, в качестве базовой схемы ПРП рекомендуется применять модификацию, рассмотренную в подразд. 2.3.2. Предлагаемая схема регулирования промысла имеет особенности, отличающие ее от более ранних модификаций ПРП:

- схема ориентирована на получение максимального биологически допустимого среднемноголетнего вылова;
- схема резервирует минимально необходимый объем научного и контрольного лова для обеспечения эффективного мониторинга состояния запаса, когда его величина выходит за пределы биологически безопасной области;
- используемый в данной модификации целевой ориентир управления по биомассе функционально связан с целевым ориентиром по интенсивности промысла, что более обоснованно с теоретической точки зрения.

Для запасов промысловых гидробионтов, испытывающих сильные межгодовые колебания численности и биомассы, достаточно эффективной представляется схема, показанная на рис. 2.24. Дополнительным преимуществом этой схемы является то, что ее реализация требует ограниченного набора исходных данных.

Прогноз состояния запасов и величины ОДУ осуществляется с помощью прогностических версий выбранных на первом этапе базовых моделей. Принципиальное отклонение процедуры прогнозирования при предосторожном подходе от традиционной определяется различием в правиле регулирования промысла. При традиционном подходе оптимизация промыслового воздействия рассчитана на равновесную ситуацию, и поэтому принимается, что $F_{rec} = F_{tr} = const$, независимо от состояния запаса. При предосторожном подходе оптимизация промыслового воздействия осуществляется для конкретного состояния запаса, т.е. $F_{rec\ i} = f(B_i)$, поэтому при прогнозировании F_{rec} пересчитывается для каждого года с учетом полученной оценки биомассы.

Заблаговременность прогноза ОДУ, как правило, не превышает 2 года. При дальнейшем увеличении прогнозного горизонта достоверность оценок общего допустимого улова резко снижается.

На этапе *диагностики расчетной величины ОДУ* проверяется состоятельность полученной оценки с точки зрения требований биологической безопасности запаса, которые в рамках предосторожного подхода можно записать с помощью неравенств:

$$F_i < F_{lim},\ B_i > B_{lim}.$$

Если оценки ОДУ завышены относительно реальной продукционной способности запаса, то это может привести к негативным последствиям, которые принято выражать в терминах условной вероятности:

$$P(F_i \geq F_{lim} \mid ОДУ_{i-1}) \text{ и } P(B_i \leq B_{lim} \mid ОДУ_{i-1}).$$

Определенная таким образом вероятность называется риском. Чем выше риск, тем менее состоятельна соответствующая оценка ОДУ и тем менее эффективно использованное для ее оценки правило регулирования промысла. Оценка рисков осуществляется с помощью интенсивных вычислительных технологий (численных экспериментов на основе метода Монте-Карло). Эта процедура и последующий анализ полученных результатов (риск-анализ) применяются для решения нескольких практически важных задач:

• оценки состоятельности расчетных значений ОДУ на 1–2 года вперед;

• оценки эффективности избранного правила (схемы) регулирования промысла на прогнозном горизонте 5–10 лет;

• выбора лучшей схемы регулирования из нескольких вариантов.

В первых двух случаях априори задается предельно допустимый риск для каждого из неблагоприятных исходов:

$$P(F_i \geq F_{lim} \mid ОДУ_{i-1}) \leq r_1,\ P(B_i \leq B_{lim} \mid ОДУ_{i-1}) \leq r_2.$$

Повторяя численный эксперимент со стохастической версией прогностической модели достаточно большое число раз ($N > 100$), определяют теоретические риски r_1' и r_2'. Если оказывается, что $r_1' > r_1$ и/или $r_2' > r_2$, то результат проведенного риск-анализа считается отрицательным. При этом, если тестировались только расчетные значения ОДУ на ближайшую перспективу, то окончательное решение относительно перспективы их использования в рекомендациях промыслу принимается после завершения риск-анализа для более отдаленного прогнозного горизонта. Если и этот эксперимент приведет к отрицательному результату, то тестируемые значения ОДУ признаются несостоятельными, а ПРП, с помощью которого они получены, — неэффективным. В этом случае следует вернуться к этапу обоснования правила регулирования промысла и, с учетом результатов риск-анализа, внести соответствующие коррективы в выбор и оценку величины ориентиров управления, а затем вновь повторить этапы прогнозирования и диагностики ОДУ.

В случае, если при использовании полученных оценок ОДУ запас в первые 1–2 года оказывается в опасной зоне, но затем выправляется и к концу контрольного срока (5–10 лет) его состояние не вызывает опасений, этот вариант прогноза и соответствующее правило регулирования промысла можно будет вновь рассмотреть наряду с другими вариантами, основанными на альтернативных схемах ПРП.

После того, как будет принят окончательный вариант правила регулирования промысла и найденное с его помощью расчетное значение ОДУ на заданную перспективу, приступают к завершающему этапу всей процедуры — *обоснованию рекомендуемой величины ОДУ*. Назначение этого этапа состоит в том, чтобы максимально полно использовать всю доступную информацию, позволяющую повысить эффективность принимаемых решений по регулированию промысла с помощью ОДУ. С этой целью проверяется соответствие оценок ОДУ дополнительным научным промысловым данным, не использованным в расчетах. Кроме того, могут быть приняты во внимание социально-экономические и даже политические факторы. При необходимости результатом комплексного анализа всей пере-

численной информации может стать корректировка величины расчетного ОДУ в пределах ошибки вычислений, т.е. в пределах доверительного интервала оценки ОДУ. В остальных случаях результаты анализа используются для повышения уровня системного обоснования рекомендуемых величин ОДУ.

3.2. Влияние качества информационного обеспечения расчетов на выбор процедуры оценки ОДУ

На практике реализация предосторожного подхода к оценке ОДУ полностью зависит от качества и полноты доступной информации об объекте промысла, которые определяют не только выбор базовых математических моделей, но и характер расчетной процедуры (аналитический, полуэмпирический или эмпирический), а также содержание правила регулирования промысла. Условимся различать пять уровней информационного обеспечения прогнозов ОДУ (табл. 3.2).

Первый, самый высокий уровень предполагает наличие исторических рядов данных, позволяющих использовать все основные методы количественного анализа эксплуатируемого запаса, и в первую очередь методы анализа размерно-возрастного состава уловов (когортные модели). В перечень необходимой для этого информации входят:

- статистика уловов и промысловых усилий за период наблюдений, превышающий среднюю продолжительность жизни данного объекта промысла;
- размерно-возрастной и половой состав уловов за период наблюдений, превышающий среднюю продолжительность жизни данного объекта промысла;
- средние навески по возрастным группам и годам промысла;
- доля половозрелых особей (желательно отдельно по самцам и самкам) по возрастным группам и годам промысла;
- значение коэффициента естественной смертности M (желательно в форме функции возраста).

В случае участия в промысле нескольких флотов или использования нескольких типов орудий лова с разной селективностью желательно, чтобы перечисленная выше биопромысловая статистика была представлена дифференцированно по каждому из флотов и типов орудия лова.

Кроме того, для настройки когортных моделей может потребоваться и дополнительная информация, например результаты тралово-акустических, ихтиопланктонных и других видов учетных съемок.

Таблица 3.2. Классификация версий предосторожного подхода к оценке ОДУ в зависимости от информационного обеспечения расчетов

Уровни информационного обеспечения расчетов	Процедура оценки	Основные методы и модели	Используемые ориентиры управления	Правило регулирования промысла (правило оценки ОДУ)
I	Аналитическая	Когортные модели, модели запас–пополнение; Y/R, SSB/R-анализ, статические продукционные модели с возрастной структурой; метод Монте-Карло	B_{lim}, F_{lim}; B_{tr}, F_{tr}; (B_{buf}, F_{buf})	$F_{rec\ i} = f(B_{lim}, B_{tr}, F_{tr}, B_i)$. $ОДУ_i = F_{rec\ i}\overline{FSB_i}$ (B=SSB)
II	Аналитическая	Статические продукционные модели, динамические продукционные модели, методы экстраполяции временных рядов, метод Монте-Карло	U_{lim}, E_{lim}; U_{tr}, E_{tr}; (U_{buf}, E_{buf})	$E_{rec\ i} = f(U_{lim}, U_{tr}, E_{tr}, U_i)$. $ОДУ_i = E_{rec\ i}\overline{U_i}$ ($U = q\overline{FSB}$)
III	Полуэмпирическая	Методы анализа временных рядов; метод аналогий	B_{lim}, B_{tr}, F_{tr} (значения ориентиров получены эмпирическим путем)	$F_{rec\ i} = f(B_{lim}, B_{tr}, F_{tr}, B_i)$. $ОДУ_i = F_{rec\ i}\overline{FSB_i}$ ($B = \overline{FSB}$)
IV	Эмпирическая	Метод аналогий, методы инерционного прогнозирования	F_{tr} (значение ориентира получено эмпирическим путем)	$F_{tr} = kM$, $0.5 \le k \le 1.0$, $ОДУ_i = F_{tr}\overline{FSB_i}$

Примечание. В процедурах оценки ОДУ на III и IV уровнях информационного обеспечения расчетов интенсивность промысла можно выражать также в единицах годовой промысловой убыли φ_F или промысловой усилия E, а состояние запаса — в единицах улова на промысловое усилие U.

Второй, более низкий уровень соответствует информационному обеспечению, которое включает, как минимум, достоверную промысловую статистику (уловы, уловы на усилие или усилия) за протяженный ряд лет.

Такая информация достаточна для того, чтобы построить систему расчетов и доказательств преимущественно на продукционных моделях. Кроме того, для некоторых продукционных моделей дополнительными входными данными могут служить динамические ряды значений показателей среды (например, ТПО), а также индексов биомассы (численности), полученных в ходе учетных съемок.

Третий уровень ограничивает требования к исходной информации надежными результатами учетных съемок биомассы (численности) запаса или ее индекса за продолжительный период времени. Основными методами для обработки этой информации служат методы анализа временных рядов.

И наконец, *четвертый уровень* информационного обеспечения прогнозов ОДУ характеризуется отсутствием данных, к которым можно было бы применить строгие математические методы анализа. В этом случае правило регулирования промысла сводится к эмпирическим процедурам, основанным, как правило, на методе аналогий и других приближенных методах.

3.3. Прогнозирование ОДУ при разных уровнях информационного обеспечения расчетов

Как уже отмечалось, доступная информация определяет не только выбор базовой модели, но и всю систему доказательств при обосновании ОДУ для конкретного объекта промысла. Полноценное применение предосторожного подхода к прогнозированию общего допустимого улова возможно только в тех случаях, когда информация позволяет использовать строгие аналитические приемы для изучения и оценки всех количественных характеристик на всех этапах обоснования ОДУ. В противном случае дефицит необходимой информации частично компенсируется гипотезами, которые придают процедуре оценки ОДУ эмпирический или полуэмпирический характер.

3.3.1. Прогнозирование ОДУ на основе когортных моделей

При наличии биопромысловых данных, полнота и качество которых соответствуют первому уровню информационного обеспечения (см. подразд. 3.2), предпочтение при выборе базовой модели всегда отдается моделям, учитывающим размерно-возрастную структуру

запаса, как наиболее обоснованным с биологической точки зрения. Когортные модели дают возможность детального анализа динамики запаса на уровне отдельных поколений, что делает процедуру прогнозирования предельно наглядной и убедительной. Кроме того, модели позволяют восстановить значения нерестового запаса и пополнения за весь период наблюдений, благодаря чему можно подробно изучить особенности механизма воспроизводства рассматриваемого запаса и построить на этом хорошо обоснованную стратегию регулирования промысла.

Не останавливаясь на описании когортных моделей и некоторых уже упоминавшихся их приложений (например, для оценки биологических ориентиров (см. подразд. 2.2), перейдем к более детальному рассмотрению процедурных особенностей, характерных для реализации предосторожного подхода к оценке ОДУ на основе этого класса моделей.

Прогнозирование состояния запаса и ОДУ

При использовании когортных моделей в качестве базовых прогнозирование состояния запаса осуществляется с помощью тех же соотношений, что и при восстановлении ретроспективы динамики запаса, однако теперь эти соотношения применяются для последовательного расчета параметров поколений от младшего возраста к старшему, т.е. в обратном направлении, позволяя оценивать ожидаемые изменения численности поколений в зависимости от заданного уровня промысловой смертности [Бабаян и др., 1984].

Единственным принципиальным отличием от традиционной процедуры является то, что при предосторожном подходе на каждом прогнозном шаге рекомендуемая промысловая смертность F_{rec} оценивается по заранее принятому правилу регулирования промысла в соответствии с предварительно полученной оценкой биомассы нерестового запаса на начало прогнозного года (см. 2.3.2).

Все необходимые для расчетов величины задаются или рассчитываются по результатам ретроспективного анализа запаса.

Естественная смертность M или M(t), принимается такой же, как и при ретроспективном анализе.

Навески по возрастам, $\{w_j\}$, $j=\overline{1,T}$, доли половозрелых особей по возрастам, $\{m_j\}$, $j=\overline{1,T}$, возрастные составляющие общего мгновенного коэффициента промысловой смертности, $\{s_j\}$, $j=\overline{1,T}$, где T — возраст самого старшего годового класса, оцениваются путем усреднения значений этих величин для каждой возрастной группы за весь период наблюдений или его часть.

Пополнение на год прогноза i оценивается как ожидаемая числен-

ность младшей возрастной группы j=1 на этот год, $R_i=N_{i,1}$. Традиционный способ определения R_i – усреднение оценок численности младшей возрастной группы за ряд предыдущих лет. Такой способ, особенно если в динамике наблюденных значений N_1 в период, предшествующий прогнозному, не выявлено каких-либо заметных тенденций, вполне приемлем для прогнозирования состояния запасов и ОДУ на 1–2 года вперед. Однако, когда межгодовые колебания пополнения имеют выраженный функциональный характер, опция $R=\overline{N}_1=$ const на весь прогнозный период может оказаться чрезмерно упрощенной и привести к заведомо спорным результатам, особенно на этапе диагностики (см. подразд. 3.1), на котором проводится анализ эффективности принятой стратегии регулирования на перспективу 5–10 лет. (Менее формальные способы оценки R будут рассмотрены позднее.)

После завершения ретроспективного анализа, оценки биологических ориентиров и обоснования правила регулирования промысла (рекомендуется использовать версию, рассмотренную на с. 67–69) переходят к собственно прогнозированию ОДУ, которое осуществляется в следующей последовательности:

1. Оценивается величина биомассы нерестовой части запаса на начало прогнозного года i:

$$SSB_i = \sum_{j=t_m}^{T} m_j w_j N_{i-1,j-1} \exp[-(M_{j-1} + s_{j-1}F_{i-1})], \qquad (3.1)$$

где t_m — возраст, в котором впервые встречаются половозрелые особи (здесь предполагается, что $t_m>1$); F_{i-1} — общий мгновенный коэффициент промысловой смертности в предпрогнозном году.

2. С помощью принятого для данного запаса правила регулирования промысла по оценке SSB_i вычисляется рекомендуемое значение общего коэффициента промысловой смертности на первый год прогноза:

$$F_{rec_i}=f(SSB_i, B_{lim}, B_{tr}, F_{tr}). \qquad (3.2)$$

3. Рассчитывается прогноз ОДУ на год вперед:

$$ОДУ_i = F_{rec_i} FSB(F_{rec_i}) = F_{rec_i} \sum_{j=t_c}^{T} w_j N_{i,j} \frac{1-\exp[-(M_j+s_jFrec_i)]}{M_j+s_jF_{rec_i}}, \qquad (3.3)$$

где t_c — возраст самого младшего в уловах годового класса.

В приведенном выше примере использованы соотношения VPA с

сепарабельным представлением промысловой смертности, однако, показанная процедура применима и для других когортных моделей с поправкой на их специфику.

Аналогично выполняется прогноз ОДУ и на последующий год i+1. В этом случае стартовым годом будет первый прогнозный год i, а $F_{rec_{i+1}}$ рассчитывается по тому же правилу регулирования промысла (3.2), но для нового значения нерестовой биомассы SSB_{i+1}, оцененного по формуле (3.1).

Прогностическое уравнение (3.3) может быть использовано и для определения величины общего коэффициента промысловой смертности в стартовом году, если к началу работ по прогнозированию фактический вылов за этот год еще неизвестен. Оценка F_0 осуществляется по любому из поколений, годовой вылов для которого принимается равным соответствующей доли (находится по возрастному составу уловов) общего допустимого улова, официально установленного на этот год.

К прогнозированию ОДУ тесно примыкает анализ эффективности принятой для рассматриваемого запаса стратегии регулирования. Такой анализ представляет собой процедуру стохастического прогнозирования, выполняемого методами статистического (имитационного) моделирования. Поскольку период заблаговременности в этом случае достаточно велик, в прогностические уравнения (3.1) и (3.3) вводится пополнение R.

В рамках численного эксперимента все параметры уравнений считаются случайными переменными, законы распределения которых находятся путем статистической обработки рядов исторических значений этих величин. Эксперимент строится на методе Монте-Карло (см. 4.3.1) и пошаговом принципе определения рекомендуемого значения целевого ориентира управления F_{rec}.

Учет изменчивости пополнения при прогнозировании динамики запаса

Динамика численности (биомассы) запаса во многом определяется величиной пополнения, R. Общепринятый способ задания величины R как средней величины пополнения за некоторый период времени, предшествующий прогнозу, оправдывает себя в довольно редких случаях, когда пополнение сравнительно стабильно, а период заблаговременности прогноза не превышает 1–2 лет. Обычно этого оказывается достаточным при прогнозе ОДУ для запасов со сложной возрастной структурой, отличающихся высокой инерционностью количественных показателей. Для остальных запасов, а также при

прогнозировании динамики запасов на отдаленную перспективу задача оценки ожидаемых уровней пополнения приобретает принципиально важное значение. Ниже предлагается три способа решения этой задачи, которые могут оказаться полезными в большинстве практических ситуаций.

Способ 1. Оценка пополнения путем экстраполяции временной последовательности наблюденных значений R

Способ основан на стандартных методах статистического анализа динамических рядов (см. 4.1.2). Такие методы обычно позволяют не только выделить временной тренд в изменении пополнения, но и рассчитать ошибку оценки величины R на каждый год. Это достоинство методов позволяет в дальнейшем существенно упростить процедуру рандомизации этого показателя при осуществлении имитационного моделирования динамики запаса с целью определения эффективности избранной стратегии регулирования.

Способ 2. Оценка пополнения путем аппроксимации наблюденных значений пополнения непрерывными функциями времени

Данный подход очень близок к анализу динамических рядов, но более формален: вид аппроксимирующей функции $R = f(t)$, как правило, задается на основании визуального анализа исторической последовательности оценок пополнения. Наибольший практический интерес представляет аппроксимация временной последовательности наблюденных значений пополнения гармонической функцией. Полученную периодичность R желательно сопоставить с характером изменчивости наиболее значимых лимитирующих факторов окружающей среды. Совпадение колебаний служит косвенным подтверждением правильности выбора аппроксимирующей функции.

Способ 3. Оценка пополнения с помощью модели запас–пополнение

Способ построен на анализе зависимости численности пополнения R от величины родительского стада SSB, которое продуцировало данное пополнение. Зависимость описывается соответствующими математическими моделями (см. 4.1.3), параметры которых «подгоняются» под наблюденные значения парных переменных (R_i, $SSB_{i-t'+1}$), где i — индекс года промысла, t' — возраст пополнения. Возраст пополнения определяется поставленной задачей. Если ставится задача оценки FSB, то $t' = t_c \le t_m$, где t_c — средний возраст

вступления особи в промысловую стадию жизни, а t_m — средний возраст половозрелости. В качестве наблюденных значений пополнения R обычно используются результаты когортного анализа биопромысловой статистики, а t' выбирается равной возрасту самого младшего годового класса в уловах. С помощью этого метода можно прогнозировать R на $t'-1$ лет вперед относительно последнего года наблюдений. Однако, совместив процедуру прогнозирования пополнения с процедурой прогноза всего запаса (путем использования когортных моделей в режиме «расчета вперед» и динамических продукционных моделей или методов экстраполяции временных рядов), можно существенно увеличить заблаговременность прогноза. Каждый прогноз R позволяет получить прогноз всего запаса еще на 1 год вперед, что, в свою очередь, дает возможность рассчитать R на следующий год и так далее.

Этот способ прогнозирования пополнения можно использовать вместе с бутстреп-процедурой, с помощью которой не только находятся несмещенные оценки R, но и определяется их точность (см. 4.3.2). Существо этой процедуры заключается в формировании множества бутстреп-выборок (R_i^b; $SSB_{i-t'+1}$), где R_i^b — случайная реализация значения R_i, полученная методом условного бутстрепа, и в построении на их основе такого же количества однотипных зависимостей запас–пополнение. Таким образом, каждому значению $SSB_{i-t'+1}$ будут соответствовать N теоретических расчетных значений R_i^b, где N — число бутстреп-выборок (рис. 3.2).

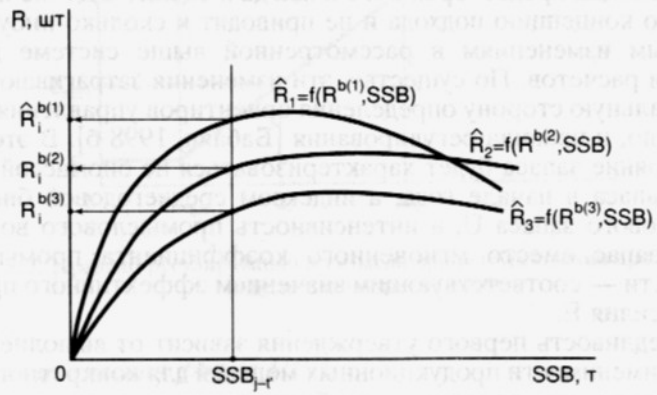


Рис. 3.2. Бутстреп-оценки численности поколения в возрасте t' по модели запас–пополнение

В результате стандартной статистической обработки массива бутстреп-оценок $\hat{R}_i^{b(n)}=(SSB_{i-t'+1})$, $1 \le n \le N$, находится несмещенная оценка $\hat{R}_i$ и характеристики ее вероятностного распределения. Для хорошей проработки кривой распределения и прежде всего ее периферийных участков N выбирают достаточно большим, порядка нескольких тысяч.

3.3.2. Прогнозирование ОДУ на основе продукционных моделей

Рассмотрим ситуацию, когда источником информации о состоянии объекта промысла за достаточно представительную ретроспективу, вызывающим наибольшее доверие, оценивается промысловая статистика (II уровень информационного обеспечения расчетов). В этом случае решение задачи оценки ОДУ, отвечающее всем требованиям предосторожного подхода, может быть получено с помощью одной из версий динамической продукционной модели, ДПМ [Butterworth and Andrew, 1984; Babayan and Kizner, 1988; Prager, 1994 и др.].

Применение этой модели в равновесном режиме позволяет найти граничные и целевые ориентиры управления и обосновать правило регулирования промысла (ПРП), а затем, уже в динамическом режиме, рассчитать прогноз ОДУ на заданную перспективу и оценить эффективность принятой стратегии эксплуатации запаса.

Использование продукционной модели в качестве базовой модели при реализации предосторожного подхода к оценке ОДУ не нарушает общую концепцию подхода и не приводит к сколько-нибудь значительным изменениям в рассмотренной выше системе доказательств и расчетов. По существу, эти изменения затрагивают только формальную сторону определения ориентиров управления, а следовательно, и правила регулирования [Бабаян, 1998 б]. В этом случае состояние запаса будет характеризоваться не биомассой нерестового запаса в начале года, а индексом среднегодовой биомассы промыслового запаса U, а интенсивность промыслового воздействия на запас вместо мгновенного коэффициента промысловой смертности — соответствующим значением эффективного промыслового усилия E.

Справедливость первого утверждения зависит от выполнения условий применимости продукционных моделей для конкретного запаса, справедливость второго — требует дополнительных пояснений. При анализе состояния эксплуатируемых популяций коэффициент промысловой смертности F в большинстве случаев принимается в

качестве основного биологического индикатора степени воздействия промысла на запас. Поэтому любые биологические обоснования рационального режима рыболовства так или иначе связаны с оптимизацией этого параметра. Альтернативой промысловой смертности при использовании продукционных моделей для выработки решений по управлению запасами закономерно принять промысловое усилие, поскольку между двумя этими показателями существует строгая функциональная зависимость.

Следовательно, при использовании продукционных моделей для обоснования оптимальных параметров рыболовства в рамках предосторожного подхода достаточно преобразовать ранее рассмотренную схему, произведя следующие замены:

$$F \to E = F/q,$$

$$B \to U = qB,$$

где E — затраченное за год промысловое усилие; U — среднегодовой улов на единицу промыслового усилия, или индекс величины запаса; B — среднегодовое значение биомассы облавливаемой части запаса.

С учетом произведенных замен графическая (рис.3.3) и аналитическая формы правила регулирования промысла будут иметь вид, полностью идентичный исходному (см. с. 69–71).

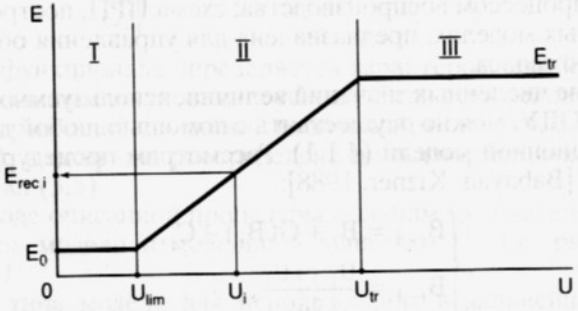


Рис. 3.3. Правило регулирования промысла при использовании продукционной модели в качестве базовой

Аналитическая форма ПРП

I. Режим научного лова, $0<U_i \le U_{lim}$:

$$E_{rec_i} = E_0 = \text{const}.$$

II. Режим восстановления запаса, $U_{lim}<U_i<U_{tr}$:

$$E_{rec_i}=(E_{tr}-E_0)(U_i-U_{lim})/(U_{tr}-U_{lim}) + E_0 .$$

III. Режим устойчивого рыболовства, $U_i \geq U_{tr}$:

$$E_{rec_i}=E_{rec}= const.$$

В данной схеме регулирования управляющим параметром является промысловое усилие E, а границы режимов промысла, отвечающие определенным состояниям запаса, выражены в терминах индексов величины запаса, т.е. U.

Нетрудно заметить полную внешнюю идентичность правил регулирования промысла, построенных для двух уровней информационного обеспечения расчетов. Однако между ними имеются принципиальные различия, которые необходимо учитывать при установлении промыслового статуса запаса (переловленный, в хорошем состоянии и др.) и выработке рекомендаций по величине ОДУ. Эти различия обусловлены применением разных показателей, характеризующих состояние запаса: биомасса нерестового запаса в первом случае и индекс величины промыслового запаса — во втором. Первый показатель функционально связан с численностью ожидаемого пополнения, второй — с величиной ожидаемого годового прироста биомассы промыслового запаса. Другими словами, правило регулирования промысла на базе когортных методов основано прежде всего на управлении процессом воспроизводства; схема ПРП, построенная на продукционных моделях, предназначена для управления общей продуктивностью запаса.

Нахождение численных значений величин, используемых в процедуре оценки ОДУ, можно осуществить с помощью любой динамической продукционной модели (4.1.1). Рассмотрим процедуру на примере модели [Babayan, Kizner, 1988]:

$$\begin{cases} B_{i-1} = B_i + G(B_i) - C_i, \\ B_{i-1} = \dfrac{U_{i+1}+U_i}{2q}, \end{cases}$$

где B_i — биомасса запаса в начале года i; U_i — средний улов на единицу промыслового усилия в году i; q — коэффициент улавливаемости; C_i — улов в весовом выражении за год i; $G(B_i)$ — естественный прирост биомассы запаса в год i.

Прирост $G(B_i)$ зависит от выбора функции роста G(B). Чаще всего в моделях этого типа используется функция логистического роста [Verhulst, 1938]

$$G(B)=kB(1- B/B_\infty)$$

или функция экспоненциального роста [Gompertz, 1825]

$$G(B) = kB(1- \ln B/\ln B_\infty),$$

где k — мгновенный коэффициент весового роста (внутренняя скорость роста) в отсутствие плотностной регуляции; B_∞ — емкость среды.

Функция роста определяет тип динамической модели: в первом случае это будет аналог модели Шефера, во втором — Фокса.

Выразив биомассу B через улов на усилие U, получим новую формулировку модели:

$$\frac{U_{i+1} - U_{i-1}}{2} = qG\left(\frac{U_i + U_{i-1}}{2q}\right) - qC_i ,$$

коэффициенты которой можно найти с помощью итеративной процедуры минимизации одного из функционалов:

$$\sum_{i=2}^{n}\left[(U_i + U_{i+1})/2 - \hat{U}_i\right]^2 , \qquad (3.4)$$

$$\sum_{i=2}^{n}\left[\ln((U_i + U_{i+1})/2) - \ln\hat{U}_i\right]^2 . \qquad (3.5)$$

Выбор функционала определяется характером ошибок, присущих исходным данным по уловам на усилие. Если есть основания считать ошибку нормальной случайной величиной, то используется функционал (3.4), а если она распределена по логнормальному закону — функционал (3.5).

На выходе описанной процедуры получим окончательные оценки параметров модели и модельной динамики U (т.е. ряда $\{\hat{U}_i\}$) при i=3,…, n+1.

Выбор типа модели для использования в дальнейших расчетах можно выполнить двумя способами:

1. По характеру зависимости U(E): если фактические данные по усилиям и уловам на усилия лучше аппроксимируются линейной функцией (U= a + bE), предпочтение следует отдать аналогу модели Шефера, если экспоненциальной, U=aE exp(–bE), — аналогу модели Фокса (здесь: a и b — коэффициенты моделей).

2. По результатам сравнительного анализа остатков ΔU_i (разностей между фактическими данными U_i и их теоретическими значе-

ниями $\hat{U}_i$), полученных с помощью рассматриваемых моделей. Выбор делается в пользу модели, которая дает меньшее суммарное квадратичное отклонение от исходных данных.

Оценивание ориентиров управления

На основе выбранной модели строится кривая уравновешенного улова $Y_i = f(q, k, B, U_i)$; условие равновесия: $U_i = U_{i+1}$.

В зависимости от выбора модели кривая уравновешенного улова может описываться уравнениями:

$$Y = (k/q)U - (k/q^2 B_\infty)U^2,$$

$$Y = (k/q)U - k(U/q\ln B_\infty)(\ln U - \ln q).$$

По кривой определяются:

а) граничные ориентиры

$$E_{lim} = E_{MSY},$$

$$U_{lim} = 0.5U_{MSY}$$

или $U_{lim} = 0.2U_\infty$

б) целевые ориентиры

$$E_{tr} = E_{lim}\exp(-t\sigma_E),$$

где t — коэффициент, зависящий от избранной величины доверительной вероятности; σ_E — среднеквадратичное отклонение оценки текущего значения промыслового усилия E;

или E_{tr} определяется из условия (см. 2.2.2)

$$P(E_{tr} > E_{lim}) = r,$$

где r — заданный уровень допустимого риска.

Целевой ориентир $U_{tr} = f(E_{tr})$.

Прогнозирование ОДУ

Прогноз ОДУ осуществляется поэтапно:

1. Прогнозируется U_{i+1} (здесь i — индекс терминального года):

$$U_{i+1} = U_{i-1} + k(U_i + U_{i-1})[1 - (U_i + U_{i-1})/2qB] - 2qC_i$$

(аналог модели Шефера) или

$$U_{i+1} = U_{i-1} + k(U_i + U_{i-1})[1 - \ln(U_i + U_{i-1})/2q\ln B] - 2qC_i$$

(аналог модели Фокса)

2. По U_{i+1} и правилу регулирования определяется $E_{(i+1)\,rec}$.
3. Оценивается $ОДУ_{i+1} = E_{rec(i+1)}U_{i+1}$.
4. Прогнозируется U_{i+2} по формулам п.1.

При этом (i+1) год рассматривается как терминальный, а оценки

U_{i+1} и $ОДУ_{i+1}$ — соответственно как фактические значения U_{i+1} и C_{i+1}.

Процедура, описанная в п.1, 2, 3 с комментариями п.4, распространяется на заранее обусловленную перспективу, намного превышающую требуемую глубину прогноза ОДУ, которая обычно составляет 1–2 года.

Диагностика результатов

Полученные прогнозные значения индекса величины запаса (биомассы промыслового запаса) и общего допустимого улова используются далее для диагностики результатов расчетов.

В данном случае диагностика основана, главным образом, на риск-анализе последствий принятой стратегии управления. Анализ заключается в оценке вероятности снижения индекса величины запаса ниже его граничного уровня $r = P(U < U_{lim})$, с учетом неопределенностей в оценках U, вызванной различными факторами, в том числе и стохастичностью природных процессов. Расчеты выполняются методом Монте-Карло на основе выбранной модели (п.1). «Зашумление» значений U производится в соответствии с процедурой условного параметрического бутстрепа.

Результаты прогноза ОДУ оцениваются как удовлетворительные, если полученная вероятность r окажется ниже некоторого наперед заданного уровня риска. Этот уровень в каждом отдельном случае отражает особенности состояния запаса и потребности промысла, однако теоретически не должен превышать 50% (в противном случае управление теряет всякий смысл). Практически уровень приемлемого риска принимается равным 10–30%.

Если выводы по результатам риск-анализа в целом удовлетворительны, прогнозы ОДУ на 2 года вперед принимаются за основу. Окончательные рекомендации по величине ОДУ вырабатываются с учетом дополнительной (не использованной при расчетах) информации. В ходе этой процедуры оценки ОДУ могут быть скорректированы в пределах ошибки прогноза.

Если риск-анализ приводит к неблагоприятному заключению (стратегия промысла не отвечает требованиям безопасности запаса), необходимо вернуться к этапу построения схемы регулирования и пересмотреть ориентиры управления в целях обеспечения более щадящего режима рыболовства, а затем повторить все последующие этапы расчета ОДУ.

Рассмотренную в данном разделе процедуру оценки ОДУ можно реализовать с помощью так называемого гибкого динамического подхода [Babayan, 1983; Бабаян, 1985; Бабаян, 1986], при котором для оценки ориентиров управления используется любая статическая

продукционная модель, адекватная имеющимся промысловым данным, а прогнозирование индекса величины промыслового запаса (улова на усилие) осуществляется методами экстраполяции динамических рядов (см. 4.1.2 и 4.1.3). При этом общая схема вычислений и логика обоснования ОДУ остаются без изменений.

К достоинствам такого способа следует отнести:

• независимость методов оценки основных численных компонентов процедуры прогнозирования ОДУ, что снижает величину потенциальной ошибки, вызванной возможным неудачным выбором продукционной модели;

• использование более эффективных по сравнению с динамической продукционной моделью методов прогнозирования улова на усилие.

3.3.3. Реализация предосторожного подхода при дефиците исходной информации

В практике регулирования нередко встречается ситуация, когда доступная информация оказывается недостаточной для полноценного количественного анализа продукционных возможностей запаса с целью определения величины общего допустимого улова. Это случается либо когда история промысла слишком коротка, либо когда ряды имеющихся биопромысловых данных обладают низкой информативностью (содержат большие пропуски, не очень надежны и т.д.). В таких случаях ориентиры управления находят с помощью приближенных эмпирических методов, а правило регулирования рыболовства адаптируют к фактическому уровню информационного обеспечения расчетов.

При III уровне информационного обеспечения доступные данные (ретроспективные значения биомассы или ее индекса) позволяют косвенно охарактеризовать главные особенности динамики промыслового запаса. Если исторические ряды таких данных достаточно представительны, т.е. достоверны и охватывают большой промежуток времени, включающий благоприятные и неблагоприятные для запаса периоды, общая схема предосторожного подхода к обоснованию ОДУ сохраняется практически полностью. Одним из возможных вариантов правила регулирования промысла в этих условиях может служить схема регулирования для сильно флюктуирующих запасов (с. 69–71).

Для запасов с менее резкими и непериодическими изменениями биомассы рекомендуется применять схему, приведенную на с. 67–69. При ее реализации устанавливается следующая последовательность операций:

1. Путем визуального анализа динамики запаса определяются среднее, минимальное и максимальное значения биомассы за весь период наблюдений: $\bar{B}$, B_{min} и B_{max}.

2. Находятся ориентиры управления для принятого правила регулирования промысла:

$$F_{tr} \sim kM \text{ (см. с. 44–47)};$$

$$B_{lim} = B_{min}, \text{ или } B_{lim} = 0.2B_{max};$$

$$B_{tr} = \bar{B} \text{ или } B_{tr} = 0.5B_{max};$$

F_0 рассчитывается согласно рекомендациям, изложенным на с.68.

3. С помощью метода экстраполяции временного ряда $\{B_i\}$, $i = \overline{1,T}$ оценивается биомасса запаса на заданную перспективу (T+t): B_{T+t} (T — терминальный, последний год промысла);

4. По правилу регулирования рассчитывается рекомендуемое значение коэффициента промысловой смертности на год (T+t): F_{T+t};

5. Вычисляется ОДУ на (T+t)-й год:

$$ОДУ_{T+t} = F_{T+t}\, B_{T+t}.$$

Главное отличие приведенной процедуры от схемы оценки ОДУ при полном информационном обеспечении заключается в том, что расчет ориентиров управления выполняется с помощью эмпирических методов. Прогнозирование состояния запаса, интегральной характеристикой которого здесь принято считать биомассу или ее индекс, по-прежнему осуществляется аналитическим методом экстраполяции соответствующего динамического ряда. Поэтому для определенности данный способ оценки ОДУ предлагается называть полуэмпирическим (см. табл. 3.2).

Этот способ достаточно универсален относительно имеющихся данных, характеризующих изменения биомассы запаса. Кроме рассмотренного, могут встречаться и другие варианты. Если в распоряжении исследователя оказываются данные по биомассе нерестовой части запаса (SSB) или его общей биомассе (TSB), то, прежде чем перейти к оценке ОДУ по формуле п.5, следует задать приближенный коэффициент перехода от SSB или TSB к FSB.

Необходимость в дополнительном коэффициенте, который также находится эмпирически, методом аналогий, возникает и в том случае, когда динамика запаса представлена в виде последовательности уловов на усилие. Коэффициент улавливаемости q применяется для пересчета прогнозного значения улова на усилие U_{T+t} в соответствующую величину биомассы промыслового запаса: $FSB_{T+t} = U_{T+t}/q$.

Оценка эффективности использованного при расчете ОДУ правила регулирования промысла (диагностика результатов) выполня-

ется, как и раньше (см.разд. 4.3.1 и 3.1), с помощью имитационного моделирования динамики запаса. В качестве источника данных при проведении численного эксперимента служит исходный ряд наблюденных значений B (или U).

При обосновании величины ОДУ для малоисследованных запасов слишком короткие ряды наблюдений или низкое качество доступной информации (*IV уровень информационного обеспечения расчетов*) не позволяют использовать для анализа и обработки данных соответствующие математические методы. В этом случае процедура оценки общего допустимого улова строится исключительно на эмпирических соображениях, а вся система требований предосторожного подхода сводится к тривиальному принципу "не навреди", который реализуется, главным образом, на основе субъективных представлений исследователя о состоянии запаса и пределах его биологически безопасного использования. Собственно предосторожность в подобных ситуациях обеспечивается тем, что пока не будет накоплена информация для перехода к более обоснованному режиму регулирования, рекомендуемая величина ОДУ должна поддерживаться на достаточно низком уровне.

Условно безопасный объем ОДУ устанавливается с помощью следующих несложных операций:

1. Методом аналогий определяется приемлемый для данного запаса коэффициент естественной смертности M.

2. Обосновывается величина целевого ориентира управления по промысловой смертности; в зависимости от биологических особенностей объекта промысла F_{tr} выбирается из диапазона:

$$0.5M \le F_{tr} \le 0.9M.$$

3. Методом инерционного прогнозирования оценивается ожидаемая величина промысловой биомассы

$$\hat{B}_{T+1}=B_t,$$

где T — год, предшествующий прогнозному.

4. Расчитывается $ОДУ_{T+1}=F_{tr}\hat{B}_{T+1}$.

Очевидно, что в каждом конкретном случае содержание отдельных операций меняется в зависимости от состава доступной информации. Например, при отсутствии хорошо изученного аналога рассматриваемого запаса ориентир F_{tr} (или ζ_{tr}) можно выбрать и из других соображений (см. 2.2.2), а если данные о состоянии запаса ограничены значениями улова на усилие, в уравнениях пп. 3 и 4 следует произвести замену: B=U/q.

4. Методико-математическое обеспечение предосторожного подхода к оценке ОДУ

Математический инструментарий предосторожного подхода к оценке ОДУ представлен тремя группами методов: методами анализа продуктивности запаса в равновесных условиях, методами оценки и прогнозирования параметров запаса, характеризующих его динамику, и вероятностно-статистическими методами анализа промежуточных и конечных результатов расчетов.

4.1. Построение равновесных продукционных кривых

4.1.1. Анализ улова и биомассы на рекрута (Y/R- и SSB/R- анализ)

Основы анализа относительной продуктивности запасов как функции интенсивности промысла были заложены Томпсоном и Беллом [Thompson, Bell, 1934] задолго до публикации известной монографии Бивертона и Холта [Beverton, Holt, 1957]. В современной интерпретации метод Томпсона — Белла используется для оценки ориентиров управления и обоснования стратегии рыболовства.

Для пояснения метода рассмотрим равновесную ситуацию, при которой возрастная структура запаса в произвольно взятый год промысла полностью совпадает с динамикой численности отдельного поколения на протяжении его жизни. При этом для любого поколения справедливы соотношения:

$$\begin{aligned} Z_j &= M+F_j \\ N_{j+1} &= N_j \exp(-Z_j) \\ C_j &= F_j(N_j-N_{j+1})/(F_j+M_j), \end{aligned} \qquad (4.1)$$

где M_j, F_j, Z_j — мгновенные коэффициенты соответственно естественной, промысловой и общей смертности возрастной группы j; N_j — численность возрастной группы i в начале года ;

Воспользовавшись уравнением (4.1), выразим уловы из старших возрастных групп через численность самого младшего годового класса N_j:

$$C_j = N_j\left[1-\exp(-Z_j)\right]\exp\left(-\sum_{k=1}^{j-1} Z_k\right).$$

Улов из возрастной группы j в единицах массы:

$$Y_j = w_j C_j,$$

где w_i — средняя масса особи в возрасте j.

Переходя от отдельных возрастных групп к запасу и полагая $N_{t_c}=R$, получим

$$Y = \sum_{j=t_c}^{T} R \frac{w_j F_j}{M+F_j}\left[1-\exp(-M-F_j)\right]\exp\left[-\sum_{k=t_c}^{j-1}(M+F_k)\right], \quad (4.2)$$

где t_c и T — соответсвенно индексы самой младшей и самой старшей групп, представленных в уловах; R — численность пополнения.

Для расчетов уравнение (4.2) оказывается не всегда приемлемым, поскольку пополнение промыслового запаса R часто бывает либо неизвестно, либо его оценка содержит большую неопределенность. Поэтому, когда целью исследования является не определение абсолютного годового прироста промысловой части запаса Y, а изучение влияния интенсивности промысла на величину возможного равновесного улова, левую часть уравнения представляют в относительных единицах улова на рекрута:

$$\frac{Y}{R} = \sum_{j=t_c}^{T} R \frac{w_j F_j}{M+F_j}\left[1-\exp(-M-F_j)\right]\exp\left[-\sum_{k=t_c}^{j-1}(M+F_k)\right]. \quad (4.3)$$

В последнее время уравнение (4.3) обычно используется в более детализированной форме:

$$\frac{Y}{R} = \sum_{j=t_c}^{T} R \frac{w_j s_j F_{tot}}{M_j+s_j F_{tot}}\left[1-\exp(-M_j-s_j F_{tot})\right]\exp\left[-\sum_{k=t_c}^{j-1}(M_k+s_k F_{tot})\right], \quad (4.4)$$

где M_j — коэффициент естественной смертности особей в возрасте j; s_j — возрастная составляющая коэффициента промысловой смертности годового класса j; F_{tot} — общий мгновенный коэффициент промысловой смертности, связанный с коэффициентами промысловой смертности отдельных возрастных групп соотношением:

$$F_{tot}=F_j/s_j$$

В расчетах F_{tot} принимается равным среднему (средневзвешенному) значению коэффициентов промысловой смертности основных возрастных групп, представленных в уловах.

Если данные по нескольким старшим возрастам объединены в единую группу, так называемую "плюс-группу", то стремление

учесть эту информацию в рамках Y/R-анализа приводит к значительному усложнению расчетной формулы:

$$\frac{Y}{R} = \sum_{j=t_c}^{T^*} R \frac{w_j s_j F_{tot}}{M_j+s_j F_{tot}}\left[1-\exp(-M_j-s_j F_{tot})\right]\exp\left[-\sum_{k=t_c}^{j-1}(M_k+s_k F_{tot})\right]+$$

$$+\frac{w_{T+} s_{T+} F_{tot}}{M_{T+}+s_{T+} F_{tot}}\left\{\left[1-\exp(-M_{T+}-s_{T+}F_{tot}\right]\right\}\times \quad (4.5)$$

$$\times\frac{\left[-\exp(-M_{T+}-s_{T+}F_{tot})\right]}{\exp(-M_{T+}-s_{T+}F_{tot})-1}\cdot\exp\left[-\sum_{k=t_c}^{j-1}(M_k+s_k F_{tot})\right],$$

где T^* — индекс самой старшей группы в улове, для которой имеются данные; T+ — индекс "плюс-группы".

Учет старших поколений имеет принципиальное значение при построении кривой Y/R=f(F), где $F=F_{tot}$. Исследования показали [ICES, 1983a], что оценки биологических ориентиров $F_{0.1}$ и F_{max}, полученные по этой кривой, зависят от того, насколько полно учитывается вклад в возможный вылов Y от старших возрастных групп. Игнорирование старших возрастов (обычно из-за отсутствия надежных данных по средним навескам) приводит, как правило, к значительной переоценке F_{max} и $F_{0.1}$. Так, вычисление этих показателей, выполненное для разных возрастных диапазонов североморской камбалы с учетом и без учета плюс-группы наглядно демонстрирует характер зависимости этих показателей от числа учитываемых годовых классов [ICES, 1983b] (рис.4.1).

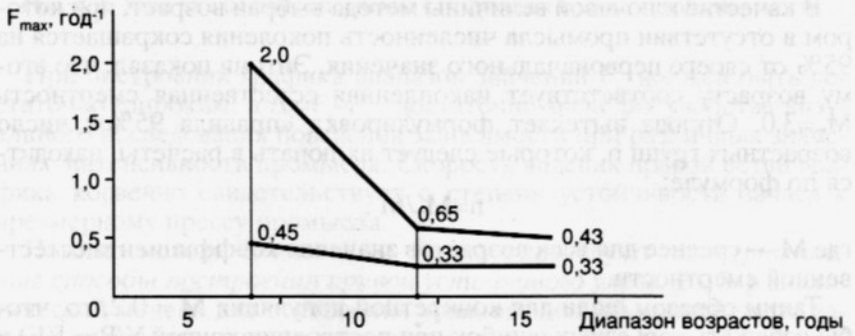


Рис. 4.1. Зависимость F_{max} от числа учтенных годовых классов: верхняя кривая построена по результатам расчетов без учета плюс-группы для возрастных диапазонов 4, 9 и 14; нижняя — для тех же диапазонов, но с учетом соответствующих плюс-групп: 5+, 10+ и 15+

Нетрудно видеть, что по мере увеличения диапазона возрастов оценки F_{max} сходятся (в данном примере — к F_{max}= 0.33). Причем при учете плюс-группы этот результат достигается уже при 9 предшествующих возрастных группах. Проблема, однако, состоит в том, что кривая f(F) чувствительна к значениям средней массы особей по возрастам, а для большинства средне- и долгоживущих видов оценки средних навесок для старших годовых классов очень ненадежны, следовательно, будет условна и навеска плюс-группы — w_{T+}, используемая в расчетах. Поэтому выбор величин (w_{T+}) представляет собой самостоятельную задачу, от решения которой будет зависеть и достоверность конечных результатов, оценок F_{max} и $F_{0.1}$. В этой связи желательно увеличить число индивидуально рассматриваемых годовых классов, чтобы сократить влияние плюс-группы на величину Y/R. Частично решить эту задачу можно путем коррекции сомнительных значений средних навесок в старших годовых классах с помощью обоснованной гипотезы о характере весового роста особей в правой части диапазона промысловых возрастов.

Проблему повышения точности оценок F_{max} и $F_{0.1}$ можно попытаться решить и другим способом — определяя минимально необходимое число возрастов, которое при построении кривой ожидаемого улова на пополнение Y/R=f(F) приводит к тем же результатам, что и при учете всех возрастных групп. (Недоучет числа возрастных групп вызывает завышение оценок F_{max} и $F_{0.1}$). В этой связи заслуживает внимания метод Энтони [Anthony, 1982], основанный на общеизвестном факте сокращения числа годовых классов в популяции после начала ее промысловой эксплуатации.

В качестве ключевой величины метода выбран возраст, при котором в отсутствии промысла численность поколения сокращается на 95% от своего первоначального значения. Энтони показал, что этому возрасту соответствует накопленная естественная смертность M_{Σ}=3.0. Отсюда вытекает формулировка «правила 95%»: число возрастных групп n, которые следует включать в расчеты, находится по формуле:

$$n=M_{\Sigma}/\overline{M},$$

где $\overline{M}$ — среднее для всех возрастов значение коэффициента естественной смертности.

Таким образом, если для конкретной популяции $\overline{M}$ = 0.2, то, чтобы избежать серьезных ошибок при построении кривой Y/R = f(F) и нахождении биологических ориентиров управления F_{max} и $F_{0.1}$, желательно осуществлять расчеты по 15 возрастным группам.

С другой стороны, включение в расчеты плюс-группы требует аргументированного обоснования выбора значений параметров этой группы, используемых при расчетах. Например, ошибочный выбор величин w_{T+} или безосновательность гипотезы $F_{T+}=s_{T+}\cdot F_{tot}$ может существенно исказить конечный результат, если "вес" плюс-группы в общей структуре запаса достаточно высок. На наш взгляд, если суммарная масса особей, входящих в эту группу, незначительна, например находится в пределах ошибки расчетов, будет правильнее либо вовсе исключить ее из рассмотрения, либо рассматривать как обычную старшую группу.

Для построения графика зависимости Y/R=f(F) с помощью уравнений (4.3), (4.4) или (4.5) все параметры, кроме F_{tot}=F, принимаются постоянными (условие равновесия запаса). Подставляя в выбранное уравнение последовательно возрастающие от 0 численные значения F_i, получим численную реализацию искомой зависимости, которую для последующего анализа удобно представить в виде графика (рис. 4.2).

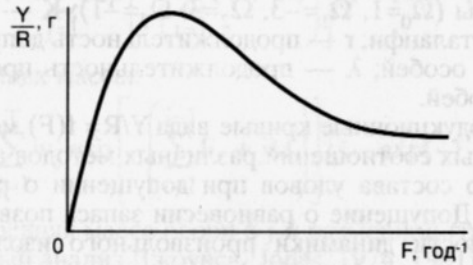


Рис. 4.2. Улов на единицу пополнения как функция промысловой смертности

При построении графика диапазон значений F_i должен быть достаточно широким, а $\Delta_i=F_i-F_{i-1}$ достаточно мала для удобства визуального исследования поведения зависимости при различных значениях интенсивности промысла. Скорость падения правой ветви графика косвенно свидетельствует о степени устойчивости запаса к чрезмерному прессу промысла.

Помимо метода Томпсона — Белла существуют *альтернативные способы построения кривой устойчивого улова.* Выбор аналитической модели для построения уравновешенной кривой часто зависит от используемого в модели запаса уравнения роста. Так, в случае линейного роста L=ωt, где L — длина особи, t — время, ω — средняя скорость (линейного) роста, рекомендуется остановить выбор на модели Баранова [1918]:

$$Y/R = \frac{FaL_c^3}{F+M}\left[1+\frac{3}{ZL_c}+\frac{6}{(ZL_c)^2}+\frac{6}{(ZL_c)^3}\right], \quad (4.6)$$

где a — коэффициент пропорциональности в кубической (изометрической) зависимости масса (W)–длина (L): $W=aL_c^3$; L_c — длина особи, соответствующая возрасту вступления особи в промысел (предполагается, что поколение одновременно становится уязвимым для промысла); R — пополнение.

Если рост особи описывается уравнением Берталанфи [Bertalanffy, 1934], то лучшей является модель Бивертона — Холта [Beverton and Holt, 1957]:

$$Y/R = FW_\infty \sum_{n=0}^{3}\left[\Omega_n e^{-nKr}\left(\frac{1-e^{-(Z+nK)\lambda}}{Z+nK}\right)\right], \quad (4.7)$$

где W_∞ — теоретическая предельная масса особи; Ω_n — безразмерные коэффициенты ($\Omega_0=1$, $\Omega_1=-3$, $\Omega_2=3$, $\Omega_3=-1$); K — коэффициент уравнения Берталанфи; r — продолжительность допромыслового периода жизни особей; λ — продолжительность промыслового периода жизни особей.

Устойчивые продукционные кривые вида Y/R= f(F) можно также вывести из основных соотношений различных методов анализа размерно-возрастного состава уловов при допущении о равновесном состоянии запаса. Допущение о равновесии запаса позволяет перенести закономерности динамики произвольного изолированного пополнения (или размерной группы) на запас со сложной структурой.

Когортный анализ Поупа [Pope, 1972] представляет собой упрощенную версию анализа виртуальной популяции, и эта его особенность позволяет получить также упрощенное аналитическое выражение для кривой устойчивого улова при сделанных ранее допущениях.

Для произвольной возрастной группы j согласно базовому уравнению когортного анализа имеем:

$$N_j=N_{j+1}e^{M} + C_j e^{M/2}.$$

С учетом допущения об уравновешенности условий, в которых рассматривается задача, можем записать:

$$N_{j+1}=N_j e^{-(F_j+M)}.$$

Последовательно выражая численность старшей возрастной группы через численность младшей, т.е. N_j— через N_{j-1}; N_{j-1} — через N_{j-2} и т.д. вплоть до самой младшей группы, и заменив N_1 на R, получим:

$$N_{j+1} = R\cdot\exp\left[-\left(\sum_{t=1}^{j}F_t + jM\right)\right].$$

Подставим определенное таким образом N_{j+1} в базовое уравнение и решим полученное выражение относительно C_j:

$$C_j = R\cdot\exp\left[-\left(\sum_{t=1}^{j-1}F_t + jM\right)\right][1-\exp(-F_j)]\exp(-\frac{M}{2}).$$

Переходя к выражению уравновешенного улова от всего запаса и, перенеся R в левую часть уравнения, имеем:

$$C/R = \sum_{j=1}^{T}\exp\left[-\left(\sum_{t=1}^{j-1}F_t + jM\right)\right][1-\exp(-F_j)]\exp(-\frac{M}{2})$$

или в единицах массы:

$$Y/R = \sum_{j=1}^{T}w_j\exp\left[-\left(\sum_{t=1}^{j-1}F_t + jM\right)\right][1-\exp(-F_j)]\exp(-\frac{M}{2}), \quad (4.8)$$

где w_j — средняя масса особи в j-й размерной группе.

Когортный анализ Джоунса [Jones, 1974, 1981] является аналогом когортного анализа Поупа и служит для исследования размерной структуры запаса. Применение описанной выше процедуры построения кривой устойчивого улова к методу Джоунса наиболее оправдано, поскольку метод построен на анализе усредненного размерного состава уловов. Следовательно, в самом методе уже заложено допущение о равновесном состоянии запаса.

Полностью повторив рассуждения, сделанные при выводе уравнения устойчивого улова в предыдущем случае, получим [Babayan, Bulgakova, 1983]:

$$Y/R = \sum_{j=1}^{J}w_j\exp\left[-\left(\sum_{k=1}^{j-1}F_k(\Delta t)_k - M\sum_{k=1}^{j-1}(\Delta t)_k\right)\right]\times$$
$$\times[1-\exp(-F_j)]\exp\left(-\frac{M}{2}(\Delta t)_j\right), \quad (4.9)$$

где j — индекс размерной группы; J — индекс последней размерной группы; R — численность начальной размерной группы; F_j — мгновенный коэффициент промысловой смертности j-й размерной группы; $(\Delta t)_j$ — время, за которое особь вырастает от нижней до верхней границы j-й размерной группы, в общем случае (Δt) для разных размерных групп не одинаковы; k — индекс суммирования.

Величина интервала $(\Delta t)_j$ определяется в зависимости от используемого закона роста. Так, для уравнения роста Берталанфи [Bertalanffy, 1934]

$$(\Delta t)_j = (1/K)\ln[(L_\infty - L_j^{min})/(L_\infty - L_j^{max})],$$

где K и L_∞ — параметры уравнения Берталанффи; L_j^{min} и L_j^{max} — соответственно нижняя и верхняя границы размерной группы j.

Для уравнения роста Паркера-Ларкина [Parker, Larkin, 1959]

$$(\Delta t)_j = [(L_j^{max})^Q - (L_j^{min})^Q]/\alpha,$$

где α и Q — параметры уравнения Паркера-Ларкина.

Формально SSB/R-анализ является расширением Y/R-анализа. Действительно, он основан на тех же теоретических соображениях (принципе равновесного состояния промыслового запаса и гипотезе об экспоненциальном законе убыли численности поколения) и также предназначен для изучения влияния промысла на продукционные возможности запаса с целью обоснования стратегии его эксплуатации. Однако в отличие от зависимости Y/R = f(F), соотношение SSB/R = f^*(F) характеризует не продукционную способность запаса, а относительную величину нерестового запаса, необходимую для компенсационного воспроизводства (т.е. для поддержания равновесия запаса при заданном уровне интенсивности промысла F). При этом отметим, что в условиях равновесия общий вклад произвольно взятого поколения в биомассу нерестового запаса на протяжении всей его жизни равен вкладу поколений всех возрастов, составляющих данный запас, в течение одного года.

Принимая, как и ранее,

$$N_{j+1} = N_j \exp(-M_j + F_j),$$

$$R = N_{t_c}$$

и введя в рассмотрение новую переменную m_j, долю половозрелых рыб в возрасте j, найдем общую численность производителей N_s:

$$N_s = \sum_{j=t_c}^{T} m_j R \exp[-\sum_{t=t_c}^{j-1}(M_t + F_t)],$$

откуда, поделив обе части уравнения на пополнение R, получим:

$$\frac{SSB}{R} = \sum_{j=t_c}^{T} m_j w_j \exp[-\sum_{t=t_c}^{j-1}(M_t + F_t)],$$

или с учетом сепарабельного (раздельного) представления промысловой смертности:

$$\frac{SSB}{R} = \sum_{j=t_c}^{T} m_j w_j \exp[-\sum_{t=t_c}^{j-1}(M_t + s_t F_{tot})], \qquad (4.10)$$

или с учетом «плюс-группы»:

$$\frac{SSB}{R} = \sum_{j=t_c}^{T} m_j w_j \exp\left[-\sum_{t=t_c}^{j-1}(M_t + s_t F_{tot})\right] + \qquad (4.11)$$

$$+ m_j w_{T+} \frac{[-\exp(-M_{T+} - s_{T+} F_{tot})]}{\exp(-M_{T+} - s_{T+} F_{tot}) - 1} \cdot \exp\left[-\sum_{t=t_c}^{j-1}(M_t + s_t F_{tot})\right].$$

Процедура построения графика функции SSB/R = f^*(F) (рис. 4.3) идентична рассмотренной выше для зависимости Y/R = f(F), где $F = F_{tot}$.

Для решения практических задач регулирования, связанных с нахождением условий равновесия нерестовой биомассы и пополнения, достаточного для компенсации потерь при заданном уровне промысловой смертности, анализ SSB/R дополняется анализом выживания, в качестве показателя которого рассматривается отношение числа рекрутов на единицу нерестовой биомассы R/SSB. Назначение этого анализа состоит в том, чтобы определить, до какого уровня следует увеличить целевое (в контексте управления запасом) значение SSB/R, чтобы гарантировать стабилизацию запаса при недостаточно высоком выживании поколения, для разных уровней интенсивности промысла (коэффициента промысловой смертности).

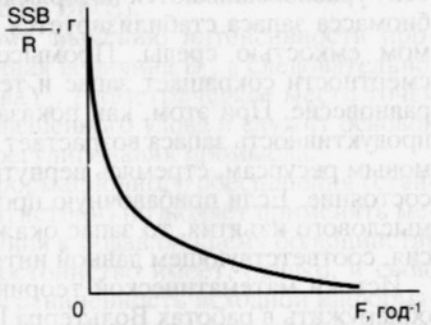


Рис. 4.3. Нерестовая биомасса на единицу пополнения как функция промысловой смертности

Выражения, аналогичные (4.10) и (4.11),нетрудно получить и для альтернативных уравнений зависимости Y/R=f(F), (4.8) и (4.9), вводя в них непрерывную или дискретную функцию половозрелости от возраста или длины особи.

Замечания, касающиеся зависимости формы кривой улова на рекрута от принятых в расчетах значений естественной смертности и t_c, в какой-то мере относятся и к равновесной кривой биомассы на рекрута.

4.1.2. Продукционные модели

Оценка биологических ориентиров управления может осуществляться на основе анализа уравнения кривой устойчивого улова в аналитической или геометрической интерпретации, полученного путем математического моделирования продуктивности промысловых запасов. Как самостоятельный класс моделей эксплуатируемых запасов, продукционные модели имеют свои особенности, учет которых позволяет добиваться достаточно надежных и реальных результатов даже в условиях ограниченной биологической информации об объекте исследования.

Основные положения теории моделирования продуктивности промысловых запасов

Согласно продукционному подходу представление о механизме динамики запаса сводится к несложной схеме. В отсутствие промысла результаты роста популяции (пополнение плюс весовой рост особей) уравновешиваются потерями из-за естественной смертности, и биомасса запаса стабилизируется на некотором уровне, определяемом емкостью среды. Промысел как дополнительная причина смертности сокращает запас и тем самым нарушает сложившееся равновесие. При этом, как показал еще Ф.И.Баранов [1918, 1925], продуктивность запаса возрастает благодаря высвободившимся кормовым ресурсам, стремясь вернуть запас в утраченное равновесное состояние. Если прибавочную продукцию уравнять величиной промыслового изъятия, то запас окажется в новом состоянии равновесия, соответствующем данной интенсивности промысла.

Истоки математической теории продукционных моделей можно обнаружить в работах Вольтерра [Volterra, 1928], посвященных анализу системы хищник–жертва, и в известной аксиоме Рассела [Russel, 1931], постулирующей условие динамического равновесия эксплуатируемого запаса. Опираясь на приведенные выше представ-

ления о механизме изменения запаса под влиянием как внутренних, так и внешних причин, скорость изменения его биомассы можно записать в виде:

$$dB/dt=B[r(B)+g(B)-M(B)-F(E)], \qquad (4.12)$$

где B — биомасса облавливаемой части запаса; r, g, M — мгновенные скорости протекания основных процессов в запасе: пополнения, индивидуального роста особей и смертности (естественной) как функций текущей величины биомассы; F — мгновенный темп убыли запаса в результате промысла как функция промыслового усилия E.

Первые три члена в квадратных скобках уравнения (4.12) характеризуют процессы, в совокупности составляющие естественный регуляторный механизм популяции, на который промысел влияет через уменьшение биомассы запаса. В продукционных моделях эти процессы принято учитывать с помощью интегральной функции роста:

$$G(B)=r(B)+g(B)-M(B). \qquad (4.13)$$

Таким образом, с учетом выражения (4.13) общая формулировка модели имеет вид:

$$dB/dt=B[G(B)-F(E)].$$

Очевидно, что конкретный вид продукционной модели зависит от выбора функций продуктивности запаса, B•G(B), и промысла, B•F(E).

Состояние равновесия между запасом и промыслом задается условием:

$$dB/dt=0.$$

Этому состоянию соответствует так называемый уравновешенный улов Y, равный чистому естественному приросту биомассы запаса за рассматриваемый интервал времени:

$$Y=BG(B) - BF(E).$$

В условиях равновесия каждому значению интенсивности промысла отвечает вполне определенная величина B_e, а следовательно, и величина уравновешенного уловаY_e. Геометрическое место точек (E_e, Y_e) называется кривой уравновешенного улова и служит основой принятия решений по стратегии регулирования промысла.

Доступность необходимого информационного обеспечения (стандартные данные промысловой статистики) позволяет применять методы продукционного моделирования к подавляющему большинству эксплуатируемых запасов. Это достоинство имеет, однако, и свою негативную сторону, поскольку ограниченность исходной информации только промысловыми данными вынуждает прибегать к искусственному огрублению объекта моделирования с помощью системы упрощающих допущений.

В обобщенном виде эти допущения сводятся к следующему:

• запас считается генетически изолированным;

• естественный прирост запаса не зависит от его возрастной структуры, а определяется общей биомассой запаса;

• запас находится в уравновешенных условиях; при изменении величины запаса последний мгновенно переходит в новое состояние равновесия;

• улов на единицу усилия является индексом величины (плотности) запаса;

• мгновенный коэффициент промысловой смертности F прямо пропорционален величине эффективного промыслового усилия E: F= qE, где q — коэффициент улавливаемости (q=const).

Продукционные модели без запаздывания

Классической продукционной моделью, ставшей прообразом всех современных моделей этого класса, считается линейная модель Шефера [Schaefer, 1954, 1957]. В качестве продукционной функции запаса в модели используется логистическое уравнение популяционного роста [Verhulst, 1938], а связь между показателем величины запаса (уловом на единицу промыслового усилия) и интенсивностью промысла (усилием) принята линейной. Дифференциальная форма записи модели имеет вид:

$$dB/dt = kB(1- B/K) - qEB,$$

где k — мгновенный коэффициент популяционного роста; B — текущие значения биомассы запаса; K — уравновешенная биомасса девственного запаса (емкость среды). Кривая устойчивого улова по Шеферу описывается уравнением симметричной параболы (рис. 4.4):

$$Y=qEK - (q^2K/k)\,E^2.$$

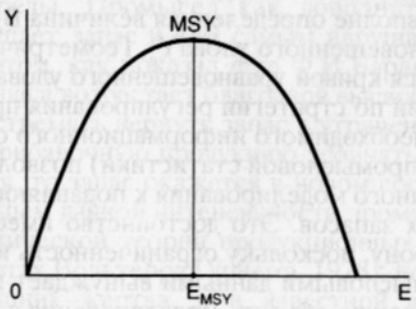


Рис. 4.4. Модель Шефера

Прагер [Prager, 1993] модифицировал модель Шефера, представив мгновенный коэффициент промысловой смертности (F) в виде внешнего фактора, непосредственно ограничивающего собственный темп роста популяции (k). Это позволило ему записать уравнение динамики облавливаемого запаса следующим образом:

$$dB/dt = (k-F_t)B_t - (k/K)\,B_t^2,$$

или:

$$dB/dt = \alpha_t B_t - \beta B_t^2,\ \alpha_t = k - F_t,\ \beta = k/K.$$

Решение последнего уравнения дает:

$$B_{i+1} = \frac{\alpha_i B_i e^{\alpha_i}}{\alpha_i + \beta B_i (e^{\alpha_i} - 1)} \quad \text{при } \alpha_i \neq 0.$$

Откуда из $Y_i = \int_{t=i}^{i+1} F_t B_t dt$ следует:

$$Y_i = \frac{F_i}{\beta} \ln\left[1 - \frac{\beta B_i (1 - e^{-\alpha_i})}{\alpha_i}\right] \quad \text{при } \alpha_i \neq 0,$$

или $Y_i = (F_i/\beta)\cdot\ln(1+\beta B_i)$ при $\alpha_i = 0$ (условие равновесия).

В модели Фокса [Fox, 1970] учтена нелинейная зависимость производительности промысла от усилия как более приемлемая для некоторых видов рыб. Это реализовано путем замены логистической функции в исходной модели Шефера на функцию Гомперца [Gompertz, 1825]. В принятых ранее обозначениях модель Фокса запишется как

$$dB/dt = kB(\ln K - \ln B) - qEB.$$

Уравнение устойчивого улова для экспоненциальной модели Фокса

$$Y=EU_\infty e^{-bE},$$

где U_∞ — показатель максимальной устойчивой биомассы запаса, b — коэффициент (b> 0), представляет собой асимметричную выпуклую вверх кривую (рис. 4.5).

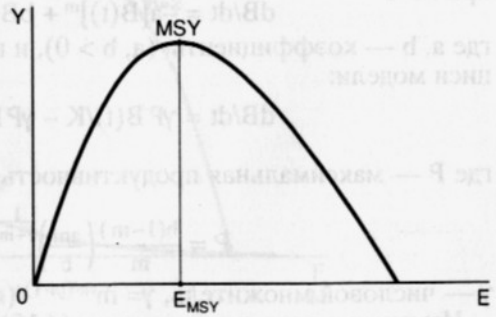


Рис. 4.5. Модель Фокса

Обобщенная продукционная модель Пелла —Томлинсона [Pella and Tomlinson, 1969] (рис. 4.6), в которой для описания популяционного роста принято уравнение Ричардса [Richards, 1959], также является нелинейной:

$$dB/dt = HB^m + KB - qEB,$$

где H, K, m — коэффициенты (>0).

Дополнительная степень свободы делает модель более гибкой ($m \neq const$), позволяя генерировать целое семейство кривых устойчивого улова $Y=qEK(1-qE/K)^{1/(m-1)}$, включая и кривую шеферовского типа (при m=2) (см. рис. 4.4).

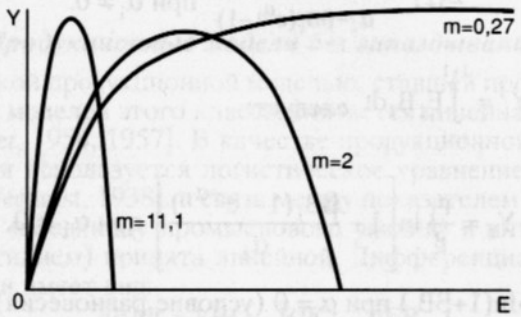


Рис. 4.6. Модель Пелла — Томлинсона

Позднее Флетчер [Fletcher, 1978a, 1978b] отметил неоднозначность формулировки исходной модели Пелла — Томлинсона в зависимости от величины показателя степени m:

при $0<m<1$

$$dB/dt = a[B(t)]^m - bB(t) - qEB(t),$$

при $m>1$

$$dB/dt = -a[B(t)]^m + bB(t) - qEB(t),$$

где a, b — коэффициенты (a, b > 0), и предложил единую форму записи модели:

$$dB/dt = \gamma P B(t)/K - \gamma P B(t)/K - qEB(t), \qquad (4.14)$$

где P — максимальная продуктивность запаса:

$$P = \frac{b(1-m)}{m}\left(\frac{am}{b}\right)^{\frac{1}{1-m}}, \qquad (4.15)$$

γ — числовой множитель, $\gamma = m^{m/(m-1)}/(m-1)$.

Изменение знаков в уравнении (4.15), а следовательно, и в модели (4.14) происходит автоматически при переходе m через значение m=1.

Модель Флетчера позволяет избежать неопределенности в оценке параметров модели, характерной для модели Пелла —Томлинсона.

При выборе продукционной функции запаса Шепард [Shepherd, 1982b] нашел оригинальное решение, использовав для этой цели им же предложенную зависимость запас–пополнение [Shepherd, 1982a]

$$G(B) = \frac{a}{1+(B/K)^{\beta}},$$

где a — параметр, характеризующий «упругость» запаса по отношению к промыслу; β — коэффициент, и представив общий вид продукционной модели в виде:

$$dB/dt = BG(B) - B(F+M),$$

где M — мгновенный коэффициент естественной смертности.

Для уравновешенных условий Шепард получил:

$$Y = FB\left(\frac{a}{F+M} - 1\right)^{\frac{1}{\beta}},$$

или в более удобном для анализа нормированном виде:

$$\frac{Y}{MB_0} = p\left(\frac{\alpha/(1+P)-1}{\alpha-1}\right)^{\frac{1}{\beta}}, \qquad (4.16)$$

где B_0 — уровень запаса, который установится после прекращения промысла ($B_0 \neq K$), p = F/M, α = a/M .

Семейство кривых устойчивого улова, соответствующее уравнению (4.16) представлено на рис. 4.7.

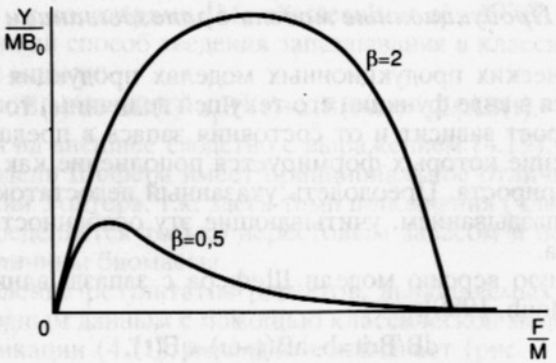


Рис. 4.7. Модель Шепарда

С помощью продукционного подхода можно учесть и некоторые особые случаи. Так, Лалё [Laloë, 1987] предложил способ построения модели эксплуатируемого запаса, часть которого недоступна для промысла. Если предположить, что недоступная часть составляет постоянную долю α девственного запаса K, то для модели шеферовского типа будет:

$$dB/dt=KB(t)[B(t)-K]-qE(t)[B(t)-\alpha K]. \quad (4.17)$$

Общий вид кривых устойчивого улова, полученных по модели (4.17) для различных α (рис. 4.8), напоминает аналогичные кривые для модели Пелла — Томлинсона при изменении параметра m (см. рис. 4.6).

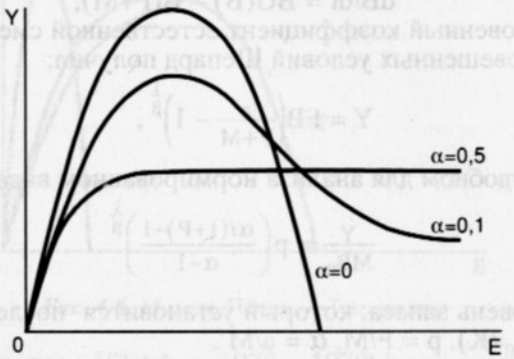


Рис.4.8. Модель Лалё

Продукционные модели с запаздыванием

В классических продукционных моделях продукция запаса рассматривается в виде функции его текущей величины, тогда как ежегодный прирост зависит и от состояния запаса в предшествующие годы, в течение которых формируется пополнение как составляющая этого прироста. Преодолеть указанный недостаток позволяют модели с запаздыванием, учитывающие эту особенность популяционного роста.

Простейшую версию модели Шефера с запаздыванием предложил Мон [Monh, 1980]:

$$dB/Bdt=b-aB(t-\omega)-qE(t), \quad (4.18)$$

где ω — величина временнóго лага (запаздывания).

Уолтер [Walter, 1973] попытался решить эту проблему, дополнив

традиционные формулировки моделей Шефера и Фокса членами, зависящими от интервала времени между нерестом и пополнением:

$$dB/Bdt=b-a_1B(t)+a_2B(t-\omega)-qE(t), \quad (4.19)$$

$$dB/Bdt=b-a_1B(t)+a_2\ln B(t-\omega)-qE(t), \quad (4.20)$$

где b, a_1, a_2 — мгновенные коэффициенты роста, компенсационной зависимости и пополнения соответственно.

Модель Уолтера (4.19), (4.20) отвечает случаю, когда пополнение состоит из представителей одной генерации. Если структура пополнения более сложная или в запасе наблюдается каннибализм, модели записываются в виде:

$$dB(t)/B(t)dt = b-a_1B(t)+a_2B(t-\omega)+a_3B(t-2\omega)+...+a_{m+1}B(t-m\omega)-qE(t)$$

$$dB(t)/B(t)dt=b-a_1\ln B(t)+a_2\ln B(t-\omega)+a_3\ln B(t-2\omega)+...$$
$$+a_{m+1}\ln B(t-m\omega)-qE(t).$$

Как и в первом случае (4.18), коэффициенты моделей можно оценить методами множественной регрессии.

Определяя параметры оптимального с точки зрения выбранного критерия регулирования рыболовства, Уолтер, в частности, нашел:

$$E_{MSY} = \frac{a_1B}{q}\frac{(b+a_2)B(t-\omega)}{2q}.$$

Это означает, что оптимальная интенсивность промысла определяется ретроспективной величиной запаса в (t–ω) году. Если доказано, что биомасса нерестового стада не стабильна во времени, то оптимальное промысловое усилие будет изменяться от года к году, и в рекомендациях промыслу необходимо указывать границы возможных изменений улова.

Маршесо с соавторами [Marchesseault et al., 1976] предложили альтернативный способ введения запаздывания в классические продукционные модели:

$$dB(t)/dt=bB(t)-a_1B^2(t)+a_2B(t-\omega)-qE(t)B(t). \quad (4.21)$$

Несмотря на внешнее сходство с выражением (4.19), такая модификация модели Шефера имеет принципиальное отличие от аналогичной версии Уолтера, т.к. здесь темп пополнения (член с запаздыванием) определяется только нерестовым запасом и не зависит от текущей величины биомассы.

Сопоставление результатов расчетов, выполняемых по одним и тем же исходным данным с помощью классической модели Шефера и ее модификации (4.21), наглядно показывает (рис. 4.9), что учет запаздывания приводит к оправданному снижению оценок допустимых значений объемов вылова и интенсивности промысла.

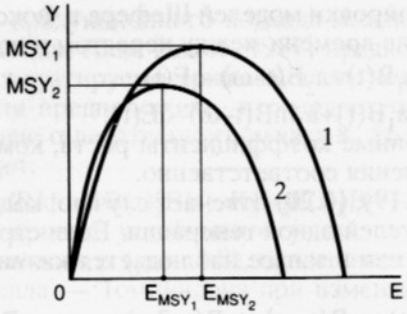


Рис. 4.9. Модель Маршесо: *1* — без лага; 2 — с лагом

Позднее Уолтер [Walter, 1978] усложнил задачу, рассмотрев процесс пополнения в более явном виде. Он разделил мгновенный темп компенсаторного роста запаса на две компоненты, одна из которых характеризовала пополнение. Пополнение предполагается мгновенным в начале каждого года и имеет одновозрастную структуру.

Продолженную Уолтером модификацию модели Шефера можно записать в виде:

$$\frac{dB}{Bdt} = b - aB(t) + \sum_{i=-\infty}^{\infty} r_i\delta(t-i) - qE(t),$$

где $\delta(t-i)$ — функция Дирака (единичный импульс в момент времени $t=i$); при $t \neq i$ $\delta(t-i) = 0$, но

$$\int_{-\infty}^{\infty} \delta(t-i)\,dt = 1;$$

$b-aB(t)$ — составляющая популяционного роста, обусловленная индивидуальным ростом и естественной смертностью;

$\sum r_i\delta(t-i)$ — составляющая популяционного роста, обусловленная пополнением; r_i — мгновенный коэффициент пополнения в год i.

При уравновешенных условиях устойчивый улов

$$Y=qE/a(b+\bar{r}-qE).$$

Выразив коэффициент $\bar{r}$ (среднее значение коэффициентов r_i) через биомассу запаса B и пополнение R, $\bar{r} = \ln(R/B-1)$, Уолтер получил уравнения уравновешенного улова для двух типов пополнения:

а) пополнение не зависит от плотности запаса (при $R = \alpha B$, α = const):

$$Y=gf/a[b+\ln(a+1)-gE];$$

б) пополнение зависит от плотности запаса, $R=\alpha BQ(B)$, где $Q(B)$ — функциональная форма компенсаторной зависимости:

$$Y=qE/a[b+\ln(\alpha Q(B)+1)-gE].$$

Фогарти и Муравский [Fogarty, Murawski, 1984] разработали модификацию модели Пелла-Томлинсона с запаздыванием:

$$dB(t)/dt=aB(t)-b[B(t)]^m+cB(t-\omega)-qE(t)B(t).$$

В этой модели, как и в версии Маршесо, темп пополнения пропорционален нерестовому запасу в год $(t-\omega)$.

Учет изменчивости коэффициента улавливаемости

В рассмотренных выше продукционных моделях предполагалось: q=const, что равнозначно допущению о линейной связи между U и B: U=Y/E=qB. Однако это допущение далеко не очевидно и нуждается в проверке. Строго говоря, коэффициент улавливаемости сам является функцией целого ряда факторов [Gulland, 1964], таких, например, как

- численность (плотность) запаса, способная, начиная с определенного уровня, приводить к «насыщению» орудий лова;
- технологический уровень промысла (эффективность рыболовных орудий, техники и организации лова);
- изменчивость поведения и распределения рыб в рамках промыслового сезона и т.д.

Совокупное действие этих факторов проявляется в том, что изменение численности запаса не вызывает пропорциональных изменений в индексе численности. Некоторые факторы, даже действуя изолированно, могут оказывать на величину улова на усилие более ощутимое влияние, чем колебания абсолютной величины запаса. В настоящее время дифференцированный количественный анализ влияния различных причин на индекс численности представляет собой пока еще не решенную задачу, однако приемлемый для практики результат может быть получен с помощью подбора более реалистичных форм связи между индексом величины запаса и абсолютным значением последнего.

Компромиссным решением является представление коэффициента улавливаемости в виде достаточно гибкой нелинейной функции биомассы:

$$q=q(B).$$

В качестве такой функции можно, в частности, выбрать степенную функцию вида $q(B)=B^{\beta-1}$, $0 \le \beta \le 1$.

Значение β для близкого к минтаю вида (северная треска), например, составляет 0.44 [Walters and Pears, 1996]. При отсутствии точной оценки β предварительная корректировка наблюденных значений U может быть выполнена с использованием приближенного значения β. Более того, по мнению некоторых исследователей, предварительное преобразование исходного ряда $\{U_i\}$ путем извлечения корня квадратного из его членов, (т.е. при (β = 0.5 и q=1) отвечает принципу предосторожности [MacCall, 1999]. В этом случае коррекция выполняется по формуле: $U_i^* = \sqrt{U_i}$, где U^* — скорректированное значение улова на усилие.

Альтернативный подход, который получил развитие в работах ряда авторов [Fox, 1974; Gulland, 1977; Ultang, 1980] состоит в том, что зависимость между q и N представляется в виде функции

$$q = \alpha N^{\beta} \qquad (4.22)$$

(α, β — коэффициенты, α > 0, –1< β < 0), которая в обезличенной форме учитывает все многообразие связей q с показателями состояния запасов и условиями промысла.

Продукционная функция промысла в этом случае имеет вид:

$$C=\alpha E N^{1-\beta}.$$

Более сложную функциональную форму q предложили Банеро и Остин [Bannerot, Austin, 1983]. Показав, что при использовании зависимости (4.22) относительные изменения в U недооценивают соответствующие относительные изменения N в (1–β) раз и считая основной причиной этого насыщение орудий лова, они попытались формализовать предложенную гипотезу с помощью дополнительной зависимости q от E: $q=\alpha E^{\lambda} N^{\beta}$, откуда $C=\alpha E^{1-\lambda} N^{1-\beta}$, где $-1<\beta<0$, $-1<\alpha<0$.

Сделанное уточнение особенно существенно при анализе неуравновешенного запаса, когда даже незначительное увеличение N может привести к относительно большому увеличению q.

Чтобы учесть зависимость продукционной способности запаса от окружающей среды, Фреон [Freon, 1983, 1988] использовал эмпирические функции, связывающие некоторую климатическую переменную V (в авторской версии — интенсивность апвеллинга, определяющая температуру среды обитания запаса) с биомассой запаса и коэффициентом улавливаемости q:

$$K= q(V) = bV^{c},$$

$$q= q(V) = b^{*}V^{c^{*}},$$

где b, b^*, c, c^* — коэффициенты.

С помощью этих функций были получены модификации моделей Шефера и Фокса для трех случаев: действие среды проявляется в отклонении только K, только q и одновременно обоих параметров. Для более простой линейной модели, например модифицированные уравнения устойчивого улова, записываются следующим образом:

$$Y = (qb)V^{c}E - \left(q^{2}\frac{B}{K}\right)E^{2}, \qquad K = q(V),\ q = \text{const},$$

$$Y = (b^{*}K)V^{c^{*}}E - \left((b^{*})^{2}\frac{B}{K}\right)V^{2}E^{2}, \quad K = \text{const},\ q = q(V),$$

$$Y = (bb^{*})Vb^{c+c^{*}}E - \left((b^{*})^{2}\frac{B}{K}\right)E^{2}, \quad K = q(V),\ q = q(Y).$$

Анализируя уравнения, можно показать, что влияние среды на биомассу вызывает изменения величины устойчивого улова при неизменной интенсивности промысла, а влияние среды на улавливаемость — изменение интенсивности промысла при неизменном уровне устойчивого улова.

Регрессионные аналоги продукционных моделей

Если состояние изученности объекта промысла не позволяет выявить и формализовать зависимости, определяющие продукционную способность запаса, то моделям, традиционно используемым для этой цели, следует предпочесть регрессионные модели вида Y=Y(E), которые получаются путем домножения обеих частей регрессионных уравнений U=U(E) на E.

Такие модели допустимо рассматривать как регрессионные аналоги продукционных моделей.

Функция Y(E) обязательно должна быть гладкой и убывающей, а класс функций, среди которых выбирается U(E), задается либо из априорных предположений о характере зависимости улова на усилие (U) от промыслового усилия, либо из сопоставления статистической значимости и оценок точности аппроксимации эмпирических значений U несколькими «подходящими» функциями.

По практическим соображениям в качестве аппроксимирующих функций рекомендуется выбирать линейные (U= a – bE, где a и b — постоянные коэффициенты) или линеаризируемые функции. Сведение нелинейной функции к линейной осуществляется путем несложных преобразований(таблица).

Примеры линеаризации функций

Функция	Уравнение	Преобразование
Экспоненциальная	$U=ae^{bE}$	$U^*=\ln U$
Степенная	$U=aE^b$	$\begin{cases} U^*=\ln U \\ E^*=\ln E \end{cases}$
Гиперболическая I	$U=b/E$	$E^*=1/E$
Гиперболическая II	$U=1/(a+bE)$	$U^*=1/U$

Критерием статистической значимости аппроксимации в этом случае служит линейный коэффициент корреляции r (связь между двумя парными переменными принято считать статистически значимой при r>0,65). Выбор наилучшей кривой при использовании аппарата линейного регрессионного анализа должен осуществляться по качеству подгонки не к преобразованному, а к фактическому ряду значений U. Это достаточно легко осуществляется экспериментальным путем по методу обучающей выборки.

Нетрудно видеть, что аппроксимация зависимости U=U(E) линейной функции приводит к регрессионному аналогу модели Шефера, экспоненциальной — к регрессионному аналогу модели Фокса.

Помимо обычной регрессии для построения статических продукционных моделей можно использовать так называемую функциональную регрессию. Нахождение коэффициентов регрессионного уравнения в этом случае основано не на методе наименьших квадратов, как при обычной регрессии, а на минимизации суммы произведений вертикального и горизонтального отклонения эмпирических точек от теоретической линии.

Различают два типа функциональной регрессии, которые определяются способом ее построения: 1) среднеарифметическая, или АМ-регрессия, получаемая с помощью разделения всего массива парных переменных на части и вычисления средних арифметических значений $\overline{U}$ и $\overline{E}$ каждого из полученных разбиений (метод Уальда, метод Нейра — Бартлетта); 2) среднегеометрическая средняя, или GM-регрессия, получаемая путем нахождения среднего геометрического значения коэффициента наклона линии регрессии U на E и аналогичного коэффициента линии обратной регрессии E на U.

Процедура построения АМ-регрессии достаточно проста, однако теоретически недоработана, вследствие чего ее применение не может гарантировать высокой достоверности получаемых результатов. Кроме того, возникают определенные трудности и при переходе от точечных оценок к интервальным [Jolicoeur, 1975; Ricker, 1975]. В связи с этим при использовании функциональной регрессии рекомендуется отдавать предпочтение GM-регрессии.

Рикер [Ricker, 1973], например, утверждает, что GM-регрессия обеспечивает более точную аппроксимацию и рекомендуется в тех случаях, когда эмпирическим данным присуща естественная вариабельность при сравнительно небольших ошибках измерения или когда дисперсия ошибки, измерения примерно пропорциональна общей дисперсии каждой переменной. Кроме того, GM-регрессия является наилучшей для коротких рядов данных, даже если не выполняется ни одно из перечисленных условий.

Статистическую состоятельность уравнений функциональной регрессии U на E проверяют путем анализа коэффициента корреляции r, который ни по существу, ни по способу вычисления не отличается от аналогичного показателя в случае обычной регрессии. Выбор вида регрессии при построении линии равновесия влияет на оценку ее параметров.

Так, для линейной регрессионной модели (аналог модели Шефера) b' = b/r, где b' — коэффициент, определяемый методом функциональной GM-регрессии; b — методом обычной регрессии.

Сравнительный анализ применения двух форм регрессии приводит к следующим выводам [Бабаян, 1982]:

1) при $|r|=1$, т.е. в случае функциональной зависимости между парными переменными U и E обычная линейная регрессия полностью совпадает с функциональной;

2) при $|r|<1$ различие между обычной и функциональной регрессиями тем больше, чем слабее корреляция между парными переменными (чем больше коэффициент k отличается от –1);

3) при $|r|<<1$ использование GM-регрессии приводит к получению значительно заниженных по сравнению с применением обычной регрессии для оценки параметров промыслового режима, отвечающих выбранной схеме регулирования. Полученные выводы справедливы и для других видов регрессионных моделей. Формальным критерием применимости GM-регрессии является выполнение условия [Бабаян, 1985]

$$\sigma_\delta^2 / \sigma_\varepsilon^2 = \sigma_U^2 / \sigma_E^2,$$

где σ_δ^2, σ_ε^2 — дисперсии ошибок случайных переменных U и E; σ_U^2, σ_E^2 — дисперсии самих случайных переменных.

Учет неуравновешенного состояния объекта моделирования

Общей особенностью продукционных моделей в их традиционном представлении является то обстоятельство, что равновесные значения параметров оцениваются с помощью фактических данных, характеризующих, как правило, неуравновешенное состояние системы запас–промысел. Если это обстоятельство игнорировать, то при выработке количественных рекомендаций промыслу на основе статических продукционных моделей можно допустить грубые ошибки.

Простейшее решение этой проблемы предложил Галланд [Gulland, 1961]. Согласно Галланду, при параметризации продукционных моделей значения улова на усилие, U_i, следует соотносить не с фактическими значениями промыслового усилия за тот же год, E_i, а с усредненным за несколько предыдущих лет усилием, $\overline{E}_i$, для которого величина U_i с бо́льшим основанием может считаться уравновешенной:

$$E_i = \frac{1}{n}\sum_{t=i-n+1}^{i} E_t .$$

Интервал усреднения ($n-1 \le t < i$) выбирается в зависимости от продолжительности промыслового периода жизни и возраста состава уловов. На практике наилучший интервал усреднения удобнее подбирать путем сопоставления статистических характеристик результатов, полученных для различных вариантов усреднения.

Метод коррекции исходных данных Галланда не учитывает различий в степени воздействия на запас текущего года промысловых усилий предшествующих лет. Метод Фокса [Fox, 1975] позволяет в значительной мере устранить этот недостаток путем присвоения соответствующих весов p_i значениям промыслового усилия, включенным в интервал усреднения:

$$E_i = \frac{\sum_{t=i-n+1}^{i} p_t E_t}{\sum_{t=i-n+1}^{i} p_t} .$$

Метод Уолтера [Walter, 1975] предназначен для коррекции фактических значений уловов на усилие в соответствии с их отклонениями от равновесных величин U_{ei}. Метод основан на модели Шефера: $dB/Bdt = b - aB - qE$, и поэтому область его применения ограничена условием линейной зависимости. Уолтер разработал двухэтапную

процедуру расчета равновесных аппроксимаций, U_{ei}, исходных данных U_i, основанную на следующих приближенных соотношениях:

$$U_{ei} \approx U_{i+1}\,,\; U_{ei} \approx U_i + q(U_{i+1} - U_i)/aU_{i+1}.$$

Шевалье [Chevalier, 1976], также беря за основу модель Шефера, предложил метод корректировки данных по уловам на усилие, учитывающий их отклонения от равновесной прямой:

$$U_e(E) = (U_\infty - q^2E/K).$$

Расчетная формула метода Шевалье имеет вид:

$$U_{ei} = (U_\infty - q^2E_i/K) + q/E_i \ln(U_{i-1}/U_i),$$

где U_{i-1}, U_i — значения уловов на усилие в начале и конце i-го года.

4.1.3. Модели запас–пополнение

В теории рыболовства задача определения зависимости численности пополнения от величины родительского стада занимает особое место, поскольку ее решение не только дает еще один подход к оптимизации параметров регулирования, но и позволяет установить безопасные с точки зрения опасности перелова по пополнению пределы изменения нерестового запаса. Эта задача решается с помощью моделей запас–пополнение, которые формализуют процесс воспроизводства запаса при равновесных условиях.

В большинстве моделей рассматриваемого класса предполагается, что основное уменьшение начальной численности генерации приходится на первый год жизни и происходит под влиянием естественной смертности, которая складывается из двух компонент: смертности, не зависящей от плотности (депенсационная смертность), и смертности, зависящей от плотности (компенсационная смертность). Поскольку запас, а следовательно, и каждое отдельное поколение занимают ограниченное пространство, плотность часто рассматривают в качестве индекса их численности. Механизм компенсационной смертности обусловлен тремя главными факторами: хищничеством (или каннибализмом), недостаточной кормовой базой для личинок в период их перехода на экзогенное питание (так называемый критический период) и темпом роста на критической стадии развития, которые могут проявляться как индивидуально, так и в различных комбинациях. Для упрощения моделирования процесса пополнения жизненный цикл поколения принято разбивать на два временных этапа, причем в момент перехода во второй этап рассматриваемая генерация считается пополнением. Временна́я граница между этапами в каждом конкретном случае определяется по-разно-

му. Это может быть, например, конец первого года жизни данного поколения, возраст вступления в промысловую стадию и т.д.

Исходными величинами для нахождения количественной связи между родительским запасом и численностью его потомства в возрасте пополнения являются ряды наблюденных (или рассчитанных) значений величин нерестового запаса и пополнения за достаточно большой интервал времени. Эти данные на практике чаще всего получают с помощью VPA или других методов анализа возрастного состава уловов (методов когортного анализа).

Первая математическая модель запас–пополнение была разработана Рикером [Ricker, 1954]. Принятое в модели допущение о механизме плотностной регуляции численности первоначально было основано на каннибализме. Такое допущение, однако, сужает область применения модели, так как у многих видов рыб личинки и неполовозрелая молодь обитают отдельно от взрослых особей. Позднее Рикер изменил допущение, приняв, что величина компенсационной смертности зависит от всех видов хищников, численность которых, в свою очередь, определяется первоначальной численностью рассматриваемого поколения [Ricker, 1958]. Общепринятая форма модели имеет вид:

$$R=aP\exp(-bP), \tag{4.23}$$

где P и R — соответственно численности генерации на стадии икры и пополнения; a и b — параметры, зависящие от величины соответственно депенсационной и компенсационной смертности.

Если принять, что между нерестовым запасом и количеством отложенной им икры существует однозначная зависимость, в качестве переменной в уравнении (4.23) допустимо рассматривать численность родительского (нерестового) стада.

Для видов с одноразовым нерестом (моноциклические популяции) коэффициенты модели можно выразить через так называемый замещающий запас (P_r), равный, по определению, численности продуцируемого им пополнения (R_r):

$$R/R_r=P/P_r\exp[P_r/P_m(1-P/P_r)],$$

где P_m — родительский запас, обеспечивающий максимальное пополнение.

Если запас имеет сложную структуру, предпочтение отдается исходной форме модели.

График кривой пополнения, построенный по модели Рикера, имеет куполообразную форму, причем, максимум кривой выражен тем лучше, чем выше значение коэффициента компенсационной смертности (рис. 4.10).

Джоунс [Jones, 1978], однако, считает, что модель Рикера недоучитывает смертность, вызываемую не зависящими от плотности, причинами, поэтому ее целесообразно использовать для оценки верхних границ численности.

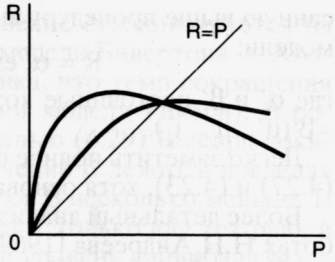


Рис. 4.10. График модели Рикера

Бивертон и Холт [1969] при выводе зависимости запас–пополнение приняли альтернативную гипотезу, что коэффициент смертности M линейно зависит от текущей численности запаса N(t):

$$M = [\mu_1(t)+\mu_2(t)N(t)], \tag{4.24}$$

где $\mu_1(t)$ и $\mu_2(t)$ — соответственно депенсационная и компенсационная смертности.

Такое определение смертности предполагает, что плотностная регуляция может осуществляться не только через хищничество, но и через пищевую конкуренцию внутри генерации. Если допустить, что $\mu_1(t)$ и $\mu_2(t)$ постоянны на всем интервале $0 \le t < t_R$, где t_R — возраст пополнения, а динамику численности генерации в этом интервале можно описать уравнением

$$dN(t)/dt = -MN(t), \tag{4.25}$$

то с помощью выражений (4.24) и (4.25) нетрудно получить:

$$R= (\alpha + \beta/R_0)^{-1}, \tag{4.26}$$

где R — численность пополнения; R_0 — начальная численность поколения; α, β — постоянные коэффициенты, причем $\alpha=\alpha(\mu_1, \mu_2, t_R)$, $\beta = \beta(\mu_1, t_R)$.

Уравнение (4.26) представляет собой первую форму модели Бивертона — Холта, которому соответствует гиперболическая кривая пополнения (рис. 4.11).

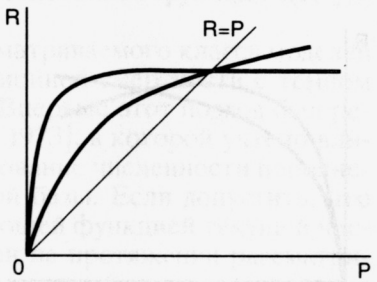


Рис. 4.11. График модели Бивертона — Холта (I форма)

Если предположить, что хищничество как основная причина естественной смертности действует только до некоторого возраста t_c и определяется на этом этапе величиной μ'_1, а на следующем интервале ($t_c < t < t_R$), где преобладают другие причины, — величиной μ'_2, то, повторяя опи-

санную выше процедуру вывода уравнения, получаем вторую форму модели:

$$R = \alpha' \exp(-\beta' R_0), \qquad (4.27)$$

где α' и β' постоянные коэффициенты, причем $\alpha' = \alpha'(\mu'_2, t_R)$, $\beta' = \beta'(\mu'_1, \mu'_2, t_c)$.

Легко заметить полное функциональное совпадение зависимостей (4.27) и (4.23), хотя основаны они на разных допущениях.

Более детальный анализ рассмотренных моделей приводится в работах Н.Н.Андреева [1969] и Рикера [1971].

Шепард [Shepherd, 1982a], сопоставляя модели Рикера, Бивертона — Холта и Кушинга, пришел к заключению о структурной схожести перечисленных моделей, что позволило обобщить их в виде:

$$R = aSf(S/K'),$$

где a — параметр, имеющий размерность пополнения на единицу биомассы;

S — биомасса нерестового запаса;

K′ — пороговая биомасса, при превышении которой в запасе начинают преобладать зависящие от плотности процессы (K′ в отличие от емкости среды K не равна уравновешенной величине девственной популяции). Шепард нашел, что при этой биомассе пополнение уменьшается наполовину по сравнению с его уровнем при полном отсутствии плотностной регуляции;

f(S/K) — монотонно убывающая функция, обеспечивающая учет плотностного характера зависимости запас–пополнение.

Преследуя цель построить возможно более гибкую модель, Шепард выбрал функцию

$$f(S/K') = 1/[1 + (S/K')^{\beta}], \qquad (4.28)$$

которая и послужила основой модели:

$$R = aS / [1 + (S/K')^{\beta}], \qquad (4.29)$$

где β — степень компенсации, характеризует интенсивность зависящего от плотности процесса компенсации изменений величины запаса.

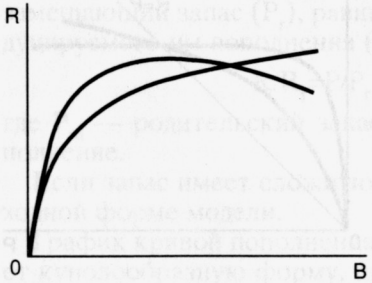


Рис. 4.12. Модель Шепарда

Степень компенсации — параметр, определяющий все многообразие зависимостей запас–пополнение, которые можно получить с помощью модели Шепарда (рис. 4.12). При $\beta<1$ пополнение неограниченно возрастает с ростом биомассы запаса (аналог модели Кушинга).

При $\beta=1$ с возрастанием запаса пополнение стабилизируется на некотором уровне (аналог первой формы модели Бивертона — Холта). При $\beta>1$ компенсация настолько велика, что темп сокращения пополнения опережает рост запаса (аналог модели Рикера). В результате численных экспериментов с моделью (4.29) Шепард показал, что наиболее реальный диапазон значений β лежит в пределах от 0,5 до 2,0, причем для пелагических видов β несколько меньше 1, примерно равна 1 для камбал и превышает 1 только для тех рыб, в популяциях которых наблюдается высокий уровень каннибализма.

Шепард по существу предложил универсальный подход к построению зависимостей запас–пополнение, который в принципе допускает использование вместо выражения (4.28) других функциональных форм, учитывающих влияние плотности запаса на формирование пополнения.

Полик [Paulik, 1973] предложил способ повышения гибкости классических моделей запас–пополнение путем включения в них дополнительного параметра δ, идентичного параметру b в модели Кушинга. Параметризация моделей в этом случае осуществляется не с помощью обычного метода линейной регрессии R/P на P, а путем использования асимптотической экспоненциальной регрессии R/P на P^{δ}. Модель Рикера в модификации Полика имеет вид:

$$R = \alpha \exp(-bP^{\delta}),$$

где α и β — коэффициенты.

Полученная тем же методом модификация первой формы модели Бивертона — Холта позволяет численно охарактеризовать продукционную способность запаса через скорость приближения кривой пополнения к асимптоте $R=R_{max}$:

$$R=R_{max} f(P, \gamma),$$

где $\gamma = \alpha/\beta$ — скорость возрастания монотонной функции $f(P, \gamma) = (1+1/\gamma P)$.

Еще один подход к построению рассматриваемого класса моделей связан с гипотезой о связи компенсационной смертности с темпом роста личинок в критический период. Впервые этот подход был реализован в модели Чепмена [Chapman, 1973], в которой учтено влияние весового роста особей на формирование численности пополнения в условиях ограниченной кормовой базы. Если допустить, что темп роста является монотонно убывающей функцией текущей численности, а темп смертности постоянен на протяжении рассматриваемого периода, то динамику численности и биомассы поколения можно описать системой двух дифференциальных уравнений:

$$dN/dt = -\mu N(t), \qquad (4.30)$$

$$dW/dt = G(N), \quad (4.31)$$

где N — текущая численность поколения; W — биомасса поколения; μ — мгновенный коэффициент естественной смертности; G — функция роста.

Процесс, описываемый моделью Чепмена, рассматривается в пределах от t = 0 до возраста пополнения t_R, которое определяется моментом времени, когда средняя индивидуальная масса особей данной генерации достигает определенной величины W_R. При G(N)~1/N коэффициент μ будет линейно возрастающей функцией численности на всем интервале $0 \le t < t$. В этом случае модель формально сводится к гиперболической модели Бивертона — Холта. Чепмен наметил возможный путь совершенствования модели за счет детализации уравнения (4.31):

$$dW/dt = G(F/N), \quad (4.32)$$

где G — функция роста, учитывающая степень обеспеченности личинок пищей; F — величина кормовой базы.

В дальнейшем Шепард и Кушинг [Shepherd and Cushing, 1980], в целом следуя схеме рассуждений Чепмена, сконцентрировали внимание на более детальном описании процесса развития личинок, выделив в нем так называемый критический период, когда хищничество является одной из основных причин личиночной смертности. Чем лучше личинки обеспечены пищей (т.е. чем ниже их численность в условиях ограниченной кормовой базы), тем интенсивнее их рост и тем скорее они достигают неуязвимых для хищников размеров. Таким образом, зависящий от плотности рост при наличии хищничества вызывает зависящую от плотности смертность. Структура модели Шепарда и Кушинга полностью идентична модели Чепмена, однако уравнение темпа весового роста носит более развернутый характер:

$$dW/dt = G_{max} / (1 + N/K^*), \quad (4.33)$$

где G_{max} — рост личинок при изобилии корма; K^* — коэффициент, в определенном смысле аналогичный емкости среды и равный численности (плотности) личинок, при которой пищевая конкуренция приводит к снижению темпа роста до $G_{max}/2$.

Предложенное уравнение роста учитывает два лимитирующих фактора: физиологическое ограничение темпа роста до величины G_{max} и ограничение, связанное с обеспеченностью личинок пищей (количество кормовых единиц на одну личинку).

Совместное решение уравнений (4.30) и (4.31) при граничных условиях $t = t_0$ и $t = t_1$ (границы критического периода, у камбал, например, совпадающие соответственно с моментами выклева и метаморфоза) дает:

$$R = N(t_1) = \frac{AN(t_0)}{1+(1-A)N(t_0)/K^*}, \quad (4.34)$$

где A — доля личинок, доживших до конца критического периода в условиях изобилия пищи:

$$A = \exp(-\mu T_0),$$

где T_0 — время критического периода при благоприятных для личинок условиях роста.

Модель (4.34) имеет ту же функциональную форму, что модель Бивертона — Холта: гипербола с горизонтальной асимптотой, однако биологический смысл параметров этих моделей существенно различен.

Из модели, в частности, следует, что если $N_0 >> K^*$, численность пополнения зависит как от величины кормовой базы (через K^*), так и от интенсивности хищничества:

$$R = AK^*/(1-A).$$

Если $N_0 << K^*$, величина пополнения определяется только хищничеством и начальной численностью генерации:

$$R = AN_0.$$

Позднее Кушинг [Cushing, 1984] дал числовой пример построения с помощью этой модели кривой воспроизводства для случая высокой вариабельности данных по величине пополнения при разных уровнях запаса.

Дальнейшее совершенствование модели Чепмена было предпринято Е.А. Криксуновым и Н.А. Снетковым [1985], которые внесли в нее два важных уточнения. Показав, что уравнение Бивертона — Холта в форме $dP/dt = -[\mu_1(t)+\mu_2(t)N(t)]$ лучше отражает реальный характер убывания численности генерации на ранних стадиях, чем использованное Чепменом уравнение экспоненциальной убыли, они произвели в исходной модели (4.30, 4.31) соответствующую замену; кроме того, при выводе зависимости запас–пополнение авторы приняли во внимание явление неравномерности роста (а следовательно, и полового созревания) у особей одной генерации.

Модель Чепмена в модификации Криксунова и Снеткова имеет вид:

$$\begin{cases} \dfrac{dN}{dt} = -(\alpha N + \beta)N, & (4.35) \\ \dfrac{dW}{dt} = \dfrac{\gamma}{N}. & (4.36) \end{cases}$$

Путем интегрирования уравнений (4.35) и (4.36) по интервалу формирования пополнения ($0 \le t \le t_R$) получим:

$$N_T = \beta / \left[\left(\alpha + \frac{\beta}{N_0} \right) e^{\beta t_R} - \alpha \right],$$

$$W_T = \frac{\gamma}{\beta^2} \left(\alpha + \frac{\beta}{N_0} \right) \left(e^{\beta t_R} - 1 \right) - \frac{\gamma\alpha}{\beta} T + W_0 .$$

Если под пополнением понимать совокупность половозрелых особей возраста t_R, то с учетом гипотезы о неравномерности созревания численность пополнения можно выразить равенством:

$$R = N_T F[1/\sigma\,(W_{t_R} - W^*_{t_R})],$$

где F — функция распределения стандартизированного нормального закона; σ — дисперсия оценки индивидуальной массы особи (предполагается независимой от N_0); $W^*_{t_R}$ — масса, при достижении которой особь возраста t считается половозрелой.

График полученной зависимости (рис. 4.13) имеет характерную форму, сочетая в себе некоторые особенности кривых пополнения Рикера (наличие максимума) и Бивертона — Холта (ненулевая горизонтальная асимптота).

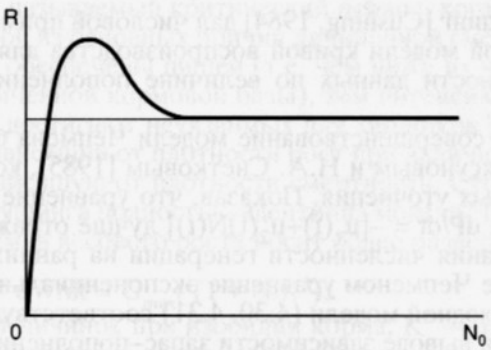


Рис. 4.13. График модели Криксунова — Снеткова

Среди факторов, оказывающих прямое или косвенное влияние на формирование пополнения, кормовая база занимает особое место. Естественно, что названный фактор так или иначе учитывается в большинстве моделей запас–пополнение, однако, как правило, в неявной форме (среди уже рассмотренных моделей исключение составляет только так и нереализованная попытка Чепмена — уравнение 4.32). В этой связи определенный интерес заслуживает работа

В.В. Максименкова [1986], который представил смертность личинок (Z) при переходе на экзогенное питание в виде функции двух независимых параметров: начальной численности генерации (N_0) и численности кормовых организмов (N_f), причем

$$dZ / d(N_0/N_f) = kZN_f/N_0,$$

где k — безразмерный коэффициент.

Решением этого уравнения будет:

$$Z = -bN_0/N_f,\ b = \text{const}, \qquad (4.37)$$

откуда следует, что смертность обратно пропорциональна обеспеченности личинок пищей, N_f/N_0.

Если уменьшение численности со временем отвечает экспоненциальному закону:

$$N(t) = aN_0 \exp(-Zt),$$

то при возрасте пополнения t_R=1 и с учетом выражения (4.37) имеем:

$$R = aN_0 \exp(-bN_0/N_f). \qquad (4.38)$$

Зависимость (4.38) по форме совпадает с моделью Рикера, однако при этом в явном виде учитывает влияние кормовой базы на выживание личинок.

К решению данной проблемы можно подойти и с другой стороны. Т.И. Булгакова [1978], например, при разработке моделей запас–пополнение приняла гипотезу о лимитирующем воздействии кормовой базы родительского стада на численность соответствующего пополнения. Эта гипотеза в подходе Булгаковой реализуется с помощью довольно сложной системы допущений, касающихся, в частности, структуры энергетических затрат половозрелых самок и особенностей их питания в условиях различной плотности корма. Графическая интерпретация моделей, полученных с учетом этих допущений, представляет семейство куполообразных кривых воспроизводства рикеровского типа.

Теоретической базой подавляющего большинства моделей запас–пополнение являются формализованные представления о динамике численности отдельной генерации со стадии икры или выклева личинок до момента достижения ею возраста пополнения. На практике, однако, эти модели чаще используются для установления количественных зависимостей между пополнением и величиной родительского запаса. Такая замена допустима, если продуктивность по икре (E) не зависит от плотности запаса, т.е. между биомассой запаса и количеством отложенной икры существует прямо пропорциональная зависимость:

$$P = kB,\ k = \text{const}.$$

Наблюдения, однако, свидетельствуют о том, что популяционная плодовитость является более сложной функцией плотности запаса в обычных для реальных популяций условиях внутривидовой пищевой конкуренции. Поэтому в общем случае связь между нерестовым запасом и численностью продуцированной им икры правильнее выражать некоторой нелинейной функцией f(B):

$$P = f(B)B. \qquad (4.39)$$

Ротшильд и Фогарти [Rotschild and Fogarty, 1987] рассмотрели две наиболее правдоподобные, по их мнению, формы функции f(B): степенную: $f(B) = aB^{-b}$, или $f(B) = aB^{c-1}$, где $c = 1 + b$, и экспоненциальную: $f(B) = a \exp(-bB)$.

В первом случае зависимость (4.39) приобретает вид:

$$P = aB^c, \qquad (4.40)$$

во втором:

$$P = [a \exp(-bB)]B. \qquad (4.41)$$

Записав уравнения моделей Рикера и Бивертона — Холта соответственно в виде:

$$R = P \exp[-\mu_1 + \mu_2)\tau]P,$$

$$R = P[(\mu_2/\mu_1)(\exp \mu_1 \tau - 1) + (\exp \mu_1 \tau / P)]^{-1},$$

где μ_1 и μ_2 — депенсационная и компенсационная смертности; τ — интервал времени между нерестом и пополнением, и подставив в каждое из них вместо P последовательно выражения (4.40) и (4.41), получим семейство зависимостей запас–пополнение, аналогичных исходным традиционным моделям, в которых, однако, учет плотностной зависимости осуществляется не только через коэффициент смертности μ_2, но и распространяется на результаты нереста:

- аналоги модели Рикера

$$R = aB^c \exp(-bB^c),$$

$$R = aB \exp(-bB - cB);$$

- аналоги модели Бивертона-Холта

$$R = (a + b/B^c)^{-1},$$

$$R = a \exp(-bB)/B + c.$$

Важным практическим приложением моделей запас–пополнение является построение на их основе кривых устойчивого улова, которые в ряде случаев обладают определенными достоинствами по сравнению с кривыми, полученными с помощью других классов моделей. Для одновозрастных запасов построение таких кривых осуществляется через оценки соответствующих величин замещающего уровня запаса P_r [Ricker, 1956]:

$$Y = R - P_r.$$

Для многовозрастного запаса уравнение кривой устойчивого улова имеет вид [Булгакова, 1969]:

$$Y = R - \varphi_m^P,$$

где φ_m — естественная убыль запаса.

Более строгие процедуры построения кривых устойчивого улова на основе моделей запас–пополнение разработаны Шепардом [Shepherd, 1982b] и Галландом [Culland, 1985].

Завершая рассмотрение моделей запас–пополнение, необходимо подчеркнуть, что они имеют близкое сходство с продукционными моделями (см. 4.1.2) в том смысле, что те и другие позволяют выразить продуктивность эксплуатируемой популяции (в одном случае — в терминах прибавочной продукции, в другом — в терминах пополнения) как функцию плотности (величины) однородного по структуре запаса. Проводя параллель между этими двумя классами моделей, следует отметить, что как и статические продукционные модели, модели запас–пополнение также позволяют связать каждую точку равновесной кривой с конкретным значением интенсивности промысла F.

4.1.4. Статическая продукционная модель с возрастной структурой

Традиционные продукционные модели устанавливают функциональную связь биомассы запаса с величиной продуцируемого ею годового прироста, однако оставляют без внимания зависимость этого прироста от возрастной структуры запаса. Сисенвайн и Шепард [Sissenwine and Shepherd, 1987] предложили оригинальный способ построения продукционной модели Y=Y(E), которая учитывает три основных фактора формирования годовой продукции запаса: темп весового роста особей (через средние навески по возрастам), неравномерность воздействия промысла на разные возрастные группы (через распределение промысловой смертности по возрастам) и зависимость пополнения от величины родительского стада (через соответствующую модель запас–пополнение). Процедура построения продукционной модели с учетом возрастного состава запаса основана на совместном анализе трех равновесных функциональных зависимостей: Y/R и SSB/R от F и R от SSB. Исходными данными для оценки параметров модели служат результаты расчетов с использованием одного из когортных методов. Общая схема построения кривой устойчивого улова на основе этой модели показана на рис. 4.14.

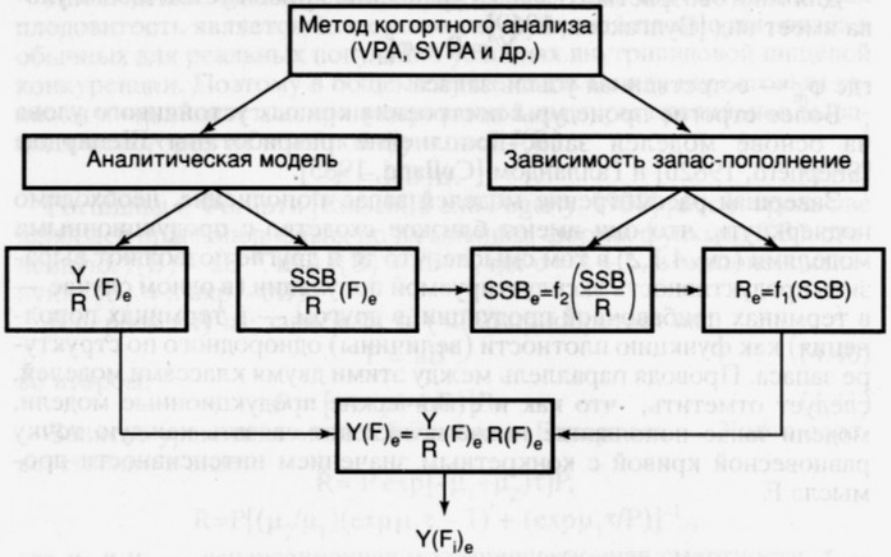


Рис. 4.14. Схема построения кривой устойчивого улова Y=Y(F)

Алгоритм построения кривой устойчивого улова Y=Y(F)

1. С помощью VPA или любого другого метода когортного анализа рассчитываются значения численности пополнения $\{R_i\}$ и биомассы нерестового запаса $\{SSB_i\}$, где i — индекс года промысла.

2. Оцениваются параметры выбранной модели запас–пополнение (здесь, для определенности, модели Рикера):

$$R=a\,SSB\,\exp(-bSSB),$$

где $R=N_{t_c,i}$; $SSB=SSB_{i-t_c+1}$, t_c — возраст пополнения; a, b — коэффициенты модели.

3. Строятся кривые $Y/R=f_1(F)$ и $SSB/R=f_2(F)$ согласно любой выбранной аналитической модели (здесь, для определенности, модели Томпсона — Белла):

$$\frac{Y}{R}(F_i)_e=\frac{s_{t_c}w_{t_c}F_i}{M+s_{t_c}F_i}[1-\exp(-M-s_{t_c}F_i)]+$$

$$+\sum_{j=t_c}^{T}w_j\exp(-M-s_jF_i)\cdot\frac{s_jF_i}{M+s_jF_i}[1-\exp(-s_jF_i)],$$

$$\frac{SSB}{R}(F_i)_e=\frac{m_{t_c}w_{t_c}s_{t_c}}{M+s_{t_c}F_i}[1-\exp(-M-s_{t_c}F_i)]+$$

$$+\sum_{j=t_c}^{T}\frac{m_jw_js_j}{M+s_jF_i}\exp(-M-s_jF_i)[1-\exp(-s_{t_c}F_i)],$$

где m_j — доля половозрелых особей в возрасте j; s_j — возрастной коэффициент промысловой смертности $s_j=F_i/F_j$; w_j — средняя навеска в возрасте j; T — максимальный возраст особей в улове.

4. Для всех $SSB(F_i)_e/R$, найденных в п.3, рассчитываются равновесные значения $SSB(F)_e$ путем подстановки $SSB(F_i)_e/R$ в выражение для уравновешенной нерестовой биомассы [Рикер, 1979]:

$$SSB(F_i)_e=1/b[SSB(F_i)_e/R].$$

Расчеты выполняются для $F_i=i\,\Delta F$, где i=1, 2, ..., а ΔF задается исходя из величины F и требований к точности построения кривых.

5. Для всех $SSB(F_i)_e$, найденных в п.4, рассчитываются равновесные значения пополнения:

$$R(F_i)_e=a\,SSB(F_i)_e\exp[-b\,SSB(F_i)_e].$$

6. Для всех F_i с учетом результатов этапов 3 и 5 рассчитывается:

$$Y(F_i)_e=R(F_i)_e(Y/B)(F_i)_e.$$

7. По точкам, найденным в п.6, строится искомая кривая Y=Y(F).

Полученная таким образом равновесная продукционная кривая в явном виде учитывает основные процессы формирования прибавочной продукции, зависящие от численности и возрастной структуры запаса: пополнение и весовой рост. Это позволяет с ее помощью достаточно обоснованно выбирать биологические ориентиры, используемые затем для параметризации правила регулирования промысла.

4.2. Моделирование динамики запаса

4.2.1. Методы когортного анализа

Впервые способ восстановления численности участвующих в промысле поколений с использованием данных по возрастному составу уловов был предложен А.Н.Державиным [1922] для оценки запасов севрюги в Каспийском море. Впоследствии биостатистический метод Державина был дополнен гипотезой об экспоненциальном законе убыли численности отдельно взятого поколения

$$N_{i+1}=N_i\exp(-M-F_i) \qquad (4.42)$$

и уравнением улова Ф.И.Баранова [1918]

$$C_i = \frac{N_iF_i}{(M+F_i)}[1-\exp(-M-F_i)], \qquad (4.43)$$

где i — индекс года промысла; M — (здесь) постоянный мгновенный коэффициент естественной смертности.

Это позволило разработать многочисленное семейство методов последовательного восстановления численности участвующих в промысле поколений в направлении от старших возрастов к младшим. Несмотря на внешнее различие таких методов, все они основаны на уравнениях (4.42) и (4.43) или их модификациях, связанных с учетом дополнительной информации, а основная сложность реализации методов заключается в получении однозначного решения исходных систем уравнений, особенно в случае низкого качества входных данных. Общую постановку задачи, решаемой с помощью методов когортного анализа, в общем виде можно сформулировать следующим образом.

Известно:

- численность общего улова по годам промысла;
- возрастной состав уловов (в долях от численности годового вылова) по годам промысла;
- мгновенный коэффициент естественной смертности (либо постоянный для всех возрастов и лет промысла, либо в виде функции возраста, постоянной для всего периода наблюдений).

Определяются дополнительно (задаются):

- мгновенные коэффициенты промысловой смертности для всех возрастных групп в последний (терминальный) год наблюдений;
- мгновенные коэффициенты промысловой смертности самой старшей в годовых уловах возрастной группы за весь период наблюдений.

Требуется найти:

- мгновенные коэффициенты промысловой смертности для всех возрастных групп за весь период наблюдений;
- численности всех возрастных групп за весь период наблюдений.

При наличии данных о средних темпах весового роста особей, темпах полового созревания и селективности промысла по годам, постановка задачи может быть расширена за счет оценки биомассы общего запаса, а также численности и биомассы его нерестовой и промысловой части.

Анализ виртуальной популяции (VPA)

Наибольшую известность среди методов когортного анализа получил анализ виртуальной популяции в интерпретации Галланда [Gulland, 1965]. Термин «виртуальная популяция» Галланд позаимствовал у Фрая [Fry, 1949], который под виртуальной популяцией понимал «совокупность находящихся в воде в рассматриваемый момент времени рыб разного возраста, которым суждено попасть в улов в текущем году и во все последующие годы их жизни». Нетрудно заметить полное смысловое совпадение этого определения с определением «минимальной численности запаса» у А.Н.Державина [1922] и термином «используемый запас» в понимании И.Н.Воеводина. Однако если в обычном биостатистическом подходе оценка собственно виртуальной популяции и является конечной целью расчетов, то Галланд, отталкиваясь от представления о виртуальной популяции, а точнее, *виртуального поколения*, предложил способ оценки *реальной популяции*.

Пусть восстановление некоторого поколения начинается с последнего года наблюдений, в котором возраст данного поколения равен k годам. В основе вычислительной процедуры лежит соотношение:

$$\frac{N_k}{C_{k-1}} = \frac{M+F_{k-1}}{F_{k-1}}\,\frac{\exp[-(M+F_{k-1})]}{1-\exp[-(M+F_{k-1})]}. \qquad (4.44)$$

Воспользовавшись уравнением улова Баранова (4.43) и задав (или оценив) промысловую смертность поколения в стартовый год, F_k, можно выразить неизвестную численность поколения в начале этого года через известные величины:

$$N_k = \frac{C_k(M+F_k)}{F_k[1-\exp(M-F_k)]}. \qquad (4.45)$$

Подставив N_k из выражения (4.45) в уравнение (4.44), после необходимых преобразований получим расчетную формулу для оценки коэффициента F_{k-1}.

После этого рассчитывается численность N_{k-1}:

$$N_{k-1} = N_k/\exp[-(M+F_{k-1})].$$

Значения промысловой смертности и численности поколения в младших возрастах k-2, k-3,…,2,1 оцениваются с помощью того же рекурсивного алгоритма. Аналогично завершив восстановление всех поколений, представленных в улове последнего года наблюдений, переходят к поколению, представленному в улове предыдущего года самой старшей возрастной группой. Для нее также задается стартовый коэффициент промысловой смертности F^*_T (T — индекс старшей группы), и рассмотренная выше процедура повторяется снова. Последовательно переходя ко все более ранним поколениям, в результате получим полную картину динамики численности популяций за весь период наблюдений.

Более наглядно общую структуру расчетов можно пояснить с помощью схемы (рис. 4.15):

j \ i	1	2	3	4	5	6	7	8
1				$F_{4.1}$				$F^*_{8.1}$
2					$F_{5.2}$			$F^*_{8.2}$
3						$F_{6.3}$		$F^*_{8.3}$
4							$F_{7.4}$	$F^*_{8.4}$
5								$F^*_{8.5}$
6								$F^*_{8.6}$
7	$F^*_{1.7}$	$F^*_{2.7}$	$F^*_{3.7}$	$F^*_{4.7}$	$F^*_{5.7}$	$F^*_{6.7}$	$F^*_{7.7}$	$F^*_{8.7}$

Рис. 4.15. Схема расчета коэффициентов промысловой смертности (i — индекс года промысла; j — индекс возрастной группы; * — обозначение «стартовых» значений коэффициента промысловой смертности)

Известно [Tomlinson 1970], что при использовании «обратной» расчетной процедуры Галланда (последовательное восстановление поколений от старшей группы к младшей) оценки $F_{i,j}$ сходятся независимо от выбора стартового коэффициента $F^*_{i,j}$. Практика показывает, что это происходит в среднем через 3 шага — повторения процедуры (заштрихованная область на рис. 4.15). Когда вычислительная процедура «стартует» со старших возрастов (нижний ряд $F^*_{i,7}$),

то ошибки, связанные с выбором величин $F^*_{i,7}$, в первых двух-трех более младших возрастах (6, 5 и 4 года) не особенно сильно влияют на общую оценку запаса из-за малой численности этих возрастных групп. Однако, когда восстановление поколений начинается с терминального года (крайний правый столбец таблицы $F^*_{8,j}$), то это может внести серьезные искажения в оценку запаса в ближайшие к стартовому годы промысла.

Эта проблема приобретает особую остроту при небольших рядах наблюдений или когда результаты оценки возрастных групп в последний период промысла используются в качестве основы прогноза состояния запаса и ОДУ в последующие годы. Существует два подхода к решению проблемы повышения точности оценки терминальных значений мгновенного коэффициента промысловой смертности по возрастам [Бабаян, 1988]. Первый из них связан с применением методов «настройки» VPA, т.е. итеративных процедур коррекции оценок $F_{i,j}$ с помощью дополнительной реперной информации; второй основан на представлении мгновенного коэффициента промысловой смертности в виде произведения двух факторов, один из которых характеризует неизменную во времени возрастную селективность промысла, а другой — интенсивность промысла в рассматриваемый год.

Методы настройки VPA

В самом общем виде «настройка» VPA осуществляется путем дополнения исходных уравнений модели регрессионными зависимостями, которые функционально связывают новый вид хронологически упорядоченных данных (промысловые усилия, результаты учетных съемок и др.) с соответствующими значениями F_i или с другими расчетными характеристиками запаса. Это приводит к преобладанию числа уравнений над количеством неизвестных, что позволяет получить однозначные оценки $F_{i,j}$ и других параметров запаса.

К настоящему времени разработаны десятки процедур настройки VPA, большинство из которых по разным причинам не получили признания специалистов. Из оставшихся [Pope, Shepherd, 1985; Gassioukov, 1996] по-прежнему широко используется два алгоритма настройки с использованием данных по промысловому усилию в качестве дополнительной информации: метод Лорека–Шепарда [Laurec and Shepherd, 1983] и гибридный метод [Pope and Shepherd, 1985].

Процедуры настройки в упомянутых методах имеют много общего и осуществляются в два этапа:

1. Оценивание коэффициентов промысловой смертности для старшей возрастной группы по всем годам наблюдений, кроме последнего.

2. Оценивание коэффициентов промысловой смертности для всех возрастов в последний (терминальный) год наблюдений.

Первая часть задачи решается путем представления искомого коэффициента для конкретного года промысла в виде величины, пропорциональной среднему значению коэффициентов промысловой смертности нескольких более младших возрастных групп того же года. Исходный коэффициент пропорциональности и возрастной интервал усреднения задаются произвольно, поэтому субъективный характер определения стартовых значений промысловой смертности является потенциальным источником ошибок в конечных результатах оценки.

В рамках второго этапа коэффициент улавливаемости q, который играет ключевую роль в процедуре уточнения терминальных коэффициентов промысловой смертности, выражается в виде функции возраста и «флота» (т.е. групп судов или типов орудий лова, объединенных по принципу одинаковой селективности). Однако, если в методе Лорека–Шепарда коэффициент q принимается постоянным для всего интервала наблюдений, то в гибридном методе q экспоненциально зависит от года промысла. Это обстоятельство может служить основанием для обоснованного выбора метода настройки.

Расширенный анализ выживания (XSA)

Общий недостаток традиционных методов настройки заключается в том, что они очень чувствительны к ошибкам в данных по промысловому усилию для последнего года наблюдений. Для исправления этого недостатка был разработан метод расширенного анализа выживания [Shepherd, 1999], в котором терминальные (стартовые) значения численности рассчитываются с использованием данных по уловам, полученным из каждого поколения за все годы промысла. Процедура вычисления коэффициентов промысловой смертности построена на допущении, что для младших возрастов ($a \le a_1$) коэффициент q зависит от численности поколения; для следующей группы возрастов ($a_1 < a < a_2$) коэффициент q зависит от возраста; для возрастов, начиная с a_2 ($a \ge a_2$), q=const. Выбор этих пограничных возрастов a_1 и a_2 практически произволен. Чтобы найти их наиболее подходящие значения, следует провести серию предварительных расчетов и проанализировать полученные результаты. Величина q для старших возрастных групп может быть оценена различными способами, в частности, как среднее геометрическое оценок q из определенного интервала более младших возрастов [Anon, 1999].

Произвольный выбор возрастов a_1 a_2 является очевидным недостатком метода XSA. Кроме того, к недостаткам метода следует отнести не совсем очевидный статистический смысл содержания и организации процедуры оценки параметров модели. Так, например, в широко распространенном пакете прикладных программ «VPA, версия 3.1» [Darby and Flatman, 1994] итеративный вычислительный процесс заканчивается сразу после того, как после одной из итераций результат окажется равным (с заранее оговоренной точностью) полученному на предыдущей итерации. Было показано [Gassioukov, 1996], что традиционно используемая итерационная процедура оценки параметров модели XSA не приводит к минимизации целевой функции, что не отвечает принципу максимального правдоподобия.

Сепарабельный VPA (SVPA)

Эффективным приемом, позволяющим получить однозначное (единственное) решение задачи когортного анализа без привлечения дополнительной информации, является раздельное (сепарабельное) представление мгновенного коэффициента промысловой смертности [Doubleday, 1976]

$$F_{ij} = s_j F_i^{tot}, \qquad (4.46)$$

где F_{ij} — мгновенный коэффициент промысловой смертности возрастной группы j в год i; s_j — безразмерный коэффициент, учитывающий возрастную селективность промысла в годовом классе j; F_i^{tot} — общий мгновенный коэффициент промысловой смертности в год i (средневзвешенный коэффициент промысловой смертности по основным представленным в улове возрастным группам).

Когортные модели, построенные с учетом соотношения (4.46), служат основой метода сепарабельного анализа виртуальной популяции (SVPA).

Вторым важным допущением SVPA является предположение о постоянстве возрастного распределения селективности промысла $\{s_j\}$ для всего периода наблюдений. Модель позволяет оценить коэффициенты промысловой смертности и численности возрастных групп при наличии той же информации, которая требуется для реализации VPA. Однако в отличие от обычной процедуры анализа виртуальной популяции для оценки параметров сепарабельной когортной модели задаются значения только двух стартовых величин: коэффициента возрастной селективности s — для старшей возрастной группы, и промысловой смертности коэффициента F — для

терминального года. Более того, существует принципиальная возможность подобрать достаточно обоснованное значение терминального F путем минимизации ошибки между фактическими уловами и их модельными аналогами. На практике, однако, из-за зашумленности промысловой статистики такой трудоемкий способ далеко не всегда приводит к успеху. Это сводит на нет основное преимущество SVPA, вынуждая обращаться к методам настройки и, следовательно, вновь сталкиваться с проблемой качества теперь уже дополнительной информации [Pope and Shepherd, 1982; Shepherd and Nicolson, 1986].

Мгновенный сепарабельный VPA (ISVPA)

Сравнительно простой, но дающей реальную возможность проводить оценку состояния и параметров систем запас–промысел при отсутствии дополнительной информации и низком качестве данных по возрастному составу уловов является сепарабельная когортная модель ISVPA [Kizner and Vasilyev, 1997; Васильев, 2000]. Повышенная устойчивость модели к ошибкам во входных данных обеспечивается социально разработанным методом оценки параметров модели, который исключает произвол в выборе кривой селективности; применением нетрадиционной процедуры оценивания параметров модели, гарантирующей несмещенность найденных оценок, а также использованием более устойчивой к большим ошибкам в исходных данных целевой функции — медианы распределения квадратов остатков в логарифмах уловов.

ADAPT-метод

В завершение краткого описания когортных методов, хорошо зарекомендовавших себя в прикладных исследованиях, следует упомянуть ADAPT-метод [Gavaris, 1988], в котором единственность решения достигается путем неограниченного привлечения дополнительной реперной информации. В отличие от всех других методов когортного анализа ADAPT-метод не включает в себя определенный алгоритм расчетов, а представляет математический инструментарий, предназначенный для разработки специализированных моделей, максимально адаптированных к условиям конкретной задачи. Для поиска оптимальных решений метод позволяет *одновременно* использовать несколько динамических рядов дополнительных данных, что в сочетании со строгим математическим обоснованием всей процедуры в целом дает ему в ряде случаев неоспоримые преимущества не только перед традиционными методами настройки, но

и перед другими современными методами когортного анализа. По мнению некоторых исследователей, метод является наиболее совершенным из числа когортных методов, в которых не используется раздельное представление мгновенного коэффициента промысловой смертности.

4.2.2. Динамические продукционные модели

Понятие "динамическая версия продукционной модели" как противопоставление статическим продукционным моделям требует пояснения. Строго говоря, если исходить из основополагающих концепций продукционных моделей, все они являются динамическими. Однако в традиционном, общепринятом варианте они служат лишь для описания частного случая — равновесного состояния запаса. В таком качестве модели могут использоваться исключительно для анализа долгопериодных изменений продуктивности запаса в связи с различными режимами регулирования. В рамках этого анализа предполагается, что при изменении интенсивности промысла запас мгновенно переходит из одного устойчивого состояния в другое, минуя промежуточные, неуравновешенные состояния. Возможности динамических моделей значительно шире. Динамические модификации позволяют оценить не только уравновешенные состояния запаса, но и промежуточные, т.е. проследить траекторию движения запаса от исходного состояния равновесия к новому, что, в частности, используется в прогностических целях.

Для того чтобы вывести уравнение возможных уловов для неуравновешенных условий, Уолтер [Walter, 1976] рассматривал биомассу как непрерывную функцию времени B=B(t). Это позволило ему, решая уравнение Шефера dB/Bdt = k(1–B/K) – qE относительно B и подставив результат в выражение

$$Y_i = qE\overline{B} = qf\int_{t_{i-1}}^{t_i} Bdt,$$

получить

$$Y_i = \frac{qEK}{k}(k - qE) + \frac{qEK}{k}\ln\left(\frac{B_{i-1}}{B_i}\right),$$

где B_{i-1}, B_i — биомасса запаса в начале и конце года i.

Так как первое слагаемое в последнем уравнении представляет собой оценку улова при равновесных условиях, Y_{ei}, можно записать:

$$Y_i = Y_{ei} + (qEK/k)\cdot\ln(B_{i-1}/B_i).$$

Нетрудно видеть, что второе слагаемое определяет отклонение возможного улова от Y_{ei} в зависимости от величины и знака изменения биомассы запаса за год. Исходя из полученных уравнений, Уолтер рассмотрел две стратегии управления запасом: на основе постоянного промыслового усилия и постоянного улова, соответствующих выбранному критерию регулирования промысла (MSY). В первом случае улов будет асимптотически приближаться к MSY, во втором — усилие будет возрастать до значения E_{MSY} (разумеется, если начальная биомасса запаса $B_0>K/2$). Для практической реализации первого случая с учетом случайных колебаний запаса Уолтер вывел приближенную формулу оценки ОДУ:

$$ОДУi \approx (C_{i-1}/E_{i-1})\, E_{MSY}.$$

Уолтер пришел к выводу, что стратегия, основанная на постоянстве промыслового усилия, быстрее снижает запас до наиболее продуктивного уровня, чем стратегия постоянства годовой добычи.

Модификация Шнюте [Schnute, 1977, 1979] разработана на базе модели Шефера, однако предложенный подход применим и к более сложным нелинейным моделям. Если записать модель Шефера в терминах улова на усилие и проинтегрировать полученное выражение $dU/dt = kU(1-U/qK) - qEU$ в пределах $i \le t \le i+1$, можно от непрерывной модели перейти к дискретной с шагом 1 год:

$$\ln\left(\frac{U_{i+1}}{U_i}\right) = k - qE_i - \frac{k}{qK}\overline{U}_i, \qquad (4.47)$$

где $\overline{U}_i$ — средний улов на усилие в год i.

Определив двумя способами связь между среднегодовыми значениями улова на усилие и значениями этого показателя в начале годовых интервалов, Шнюте получил следующие динамические модификации уравнения (4.47):

$$\ln\left(\frac{\overline{U}_{i+1}+\overline{U}_i}{\overline{U}_i+\overline{U}_{i-1}}\right) = k - qE_i - \frac{k}{qK}\overline{U}_i, \quad U_i \approx \frac{\overline{U}_i+\overline{U}_{i-1}}{2}, \qquad (4.48)$$

$$\ln\left(\frac{\overline{U}_{i+1}}{\overline{U}_i}\right) = k - q\left(\frac{E_i+E_{i+1}}{2}\right) - \frac{k}{qK}\left(\frac{\overline{U}_i+\overline{U}_{i+1}}{2}\right), \quad \overline{U}_i \approx \sqrt{U_iU_{i+1}}. \qquad (4.49)$$

Модель (4.49) более реалистична, поскольку она ставит $\overline{U}_{i+1}$ в зависимость от E_{i+1} и E_i, а не только от E_i, как модель (4.48). Уравнение возможного улова в этом случае будет иметь вид:

$$Y_{i+1} = \frac{qK}{k}E_{i+1}\ln\left\{1+\frac{k-qE_i}{k-qE_{i+1}}\,\frac{\exp(k-qE_{i+1})-1}{1-\exp(-k+qE_i)}\right\}\left[1-\exp\left(\frac{k}{qK}\frac{Y_i}{E_i}\right)\right].$$

Модель Баттерворта и Эндрю [Butterworth, Andrew, 1984] в известном смысле является развитием подхода Шнюте и состоит из двух уравнений:

$$\begin{cases} B_{i+1} = B_i + G(B_i) - C_i, & (4.50) \\ U_i = q\dfrac{B_{i+1}+B_i}{2}, & (4.51) \end{cases}$$

где B_i, B_{i+1} — биомасса запаса на начало i и (i+1) года; U_i — средняя величина улова на усилие в i-м году (здесь и далее черта над U опускается).

Подставляя в (4.50) вместо G(B) выражения: $G(B) = rB(1 - B/K)$ — логистический закон роста, или $G(B) = rB(1 - \ln B/\ln K)$ — экспоненциальный закон роста, можно получить динамические версии соответствующих моделей Шефера и Фокса.

Оценка параметров модели r, K, q производится с помощью итерационной процедуры. Реализация этой процедуры связана с известными трудностями, поскольку требуется оценить 3 неизвестных с помощью двух уравнений. Авторам пришлось использовать допущение, что $K=B_1$, где B_1 — биомасса запаса в первый год наблюдений. Очевидно, что такое допущение оказывается спорным в том случае, когда начало наблюдений не совпадает с началом промысла.

Другую версию подхода Шнюте предложили Бабаян и Кизнер [Babayan, Kizner, 1988], использовав вместо соотношения (4.51) уравнение: $B_{i+1} = (U_{i+1}+U_i)/2q$, что придало модели некоторые новые качества, в частности, позволило существенно упростить процедуру оценки параметров.

Когда запас не находится в состоянии биологического перелова, он постоянно адаптируется к промыслу, стремясь компенсировать потери от вылова. Способность к адаптации определяется состоянием и биологическими особенностями эксплуатируемого запаса. Леонарт с соавторами [Lleonart, et al., 1985] охарактеризовали скорость адаптации с помощью коэффициента инерции:

$$G = (C_i-Y_{ei})/(Y_i-Y_{ei}), \qquad (4.52)$$

где C_i — фактический улов в году i; Y_{ei} — уравновешенный улов, оцененный по кривой устойчивого улова для уровня фактического промыслового усилия в год i, E_i; Y_i — гипотетический улов, соответствующий усилию при условии стабилизации величины запаса на уровне прошлого (i–1) года (рис. 4.16).

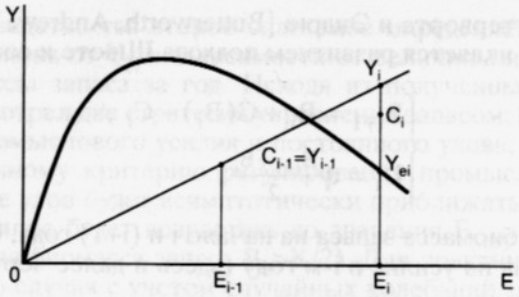


Рис. 4.16. Модель Леонарта — Салата — Росл

Если улов на усилие принять в качестве показателя биомассы запаса, условие ее постоянства запишется в виде

$$Y_i/E_i = C_{i-1}/E_{i-1}, \text{ откуда } Y_i = (C_{i-1}/E_{i-1})E_i. \quad (4.53)$$

Подставив (4.53) в уравнение (4.52), получим:

$$C_i/E_i = G\,C_{i-1}/E_{i-1} + (1-G)Y_{ei}/E_i.$$

Заменив величину Y_{ei} ее выражением из модели Шефера или Фокса, придем к динамическим версиям этих моделей:

$$C_i/E_i = GC_{i-1}/E_{i-1} + (1-G)(a + bE_i), \quad (4.54)$$

$$C_i/E_i = GC_{i-1}/E_{i-1} + (1-G)a' \exp(-b'E_i), \quad (4.55)$$

где a и b — коэффициенты модели Шефера, a′, b′— модели Фокса.

Для безынерционного запаса, т.е. при G=0, уравнения (4.54) и (4.55) сводятся к статическим продукционным моделям Шефера и Фокса.

4.2.3. Методы экстраполяции временны́х рядов

Временны́м, или динамическим, рядом будем называть упорядоченную по времени последовательность значений некоторой величины, характеризующую процесс изменения состояния запаса или отдельных его показателей. Такой процесс развивается под влиянием различных случайных факторов, а потому и сам является случайным (стохастическим). В общем случае — это случайный нестационарный процесс, характеристики которого (и прежде всего, вероятностные) меняются во времени. Строго говоря, это обстоятельство делает невозможной заведомо достоверную экстраполяцию ряда, поскольку прогноз строится на закономерностях процесса, выявленных для периода наблюдений, но не обязательно справедливых для прогнозного периода. Поэтому на практике принято считать, что

случайный процесс, динамику которого отражает временно́й ряд, является стационарным на всем рассматриваемом интервале, включая прогнозный. Подобное допущение выполняется при условии, что период наблюдений достаточно велик и существенно (во много раз) превышает заблаговременность прогноза, а временно́й ряд хорошо описывается специально подобранной функцией времени, которая при экстраполяции ряда выполняет роль модели его тренда. Следует отметить, что эта функция является не моделью причинно-следственного механизма рассматриваемого процесса, а лишь формальной аппроксимацией динамики средних значений некоторого его показателя. Однако в тех случаях, когда полученная аппроксимация удовлетворяет подавляющему большинству точек на сравнительно большом интервале времени, это свидетельствует о том, что в неявной форме она учитывает основные закономерности процесса.

К настоящему времени разработано большое число методов прогнозирования временны́х рядов, что позволяет осуществлять корректный выбор метода, принимая во внимание ключевые особенности экстраполируемого ряда (величину интервала наблюдений, интенсивность и характер флюктуаций членов ряда), а также заблаговременность прогноза [Бабаян, 1986]. Наиболее распространенным недостатком динамических рядов, встречающихся в рыбохозяйственных исследованиях, с точки зрения применения к ним стандартных методов анализа является их небольшая протяженность, обычно не превышающая 15–30 лет. Это обстоятельство значительно ограничивает возможность выбора метода для сильно флюктуирующих рядов, поскольку эффективность большинства из них непосредственно связана с объемом исходных данных. С другой стороны, сильная изменчивость параметров запаса (упорядоченные по времени значения которых представлены в виде динамического ряда) наблюдается, прежде всего, у короткоцикловых видов, тогда как значительную долю рыбных ресурсов составляют средне- и длиннопикловые объекты промысла, многим из которых свойственна определенная инерционность в изменении годовых значений таких показателей, как численность, биомасса, пополнение и др.

В общем случае произвольный i-й член динамического ряда $\{Q_i\}$, i=1, n, можно представить в виде суммы детерминированной временно́й составляющей $Q(t)_i$ и случайного отклонения от нее ε_i:

$$Q_i = Q(t)_i + \varepsilon_i, \quad (4.56)$$

причем

$$\bar{\varepsilon} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \varepsilon_i = 0.$$

В выражении (4.56) функция Q(t) представляет собой модель тренда переменной Q, полученную с помощью количественного анализа ряда ее наблюденных значений $\{Q_i\}$ без учета влияния на его динамику факторов промысла и среды обитания. Модель может приобретать самые разнообразные формы в зависимости от характера тренда (линейный, сезонный, смешанный) и его типа (аддитивный, мультипликативный, линейно-аддитивный, линейно-мультипликативный и др.) [Льюис, 1986].

Величина ε_i обозначает отклонение наблюденного значения Q_i от теоретического $Q(t)_i$ в результате влияния случайных факторов, вызывающих непредсказуемые изменения в динамике переменного показателя Q. Очевидно, что в реальных условиях случайная ошибка ε_i может достигать значительной величины и оказывать заметное негативное воздействие на точность прогнозирования значений динамического ряда.

Задача экстраполяции ряда разбивается, таким образом, на несколько этапов: анализ и выявление особенностей наблюденной временной последовательности, обоснование выбора метода экстраполяции, построение прогностической модели (модели тренда), нахождение прогнозных значений ряда и оценка точности прогноза. Правильный выбор метода имеет принципиальное значение, обеспечивая наиболее экономичное и достоверное решение этой задачи. Так, «наивный» метод экстраполяции ($Q_{i+1} = Q_i$) вполне оправдывает себя в условиях доказанной стабильности запаса, однако когда требуемая заблаговременность прогноза превышает временные пределы действия допущения о стабильности, необходимо обращаться к более сложным методам. Напротив, метод Бокса — Дженкинса [Бокс, Дженкинс, 1974] позволяет получать хорошие результаты при экстраполяции сильно флюктуирующих динамических рядов, причем в этом случае он оказывается более точным, чем, например, методы скользящего среднего и авторегрессии в отдельности.

Окончательный выбор метода осуществляется после сопоставления достоверности прогнозных оценок, полученных разными методами.

Сопоставление прогнозов можно выполнить двумя способами.

Метод ретроспективного анализа. Коэффициенты испытуемой прогностической модели Q(t) оценивают на основе исходных данных за весь период наблюдений, после чего расчетные значения ($\hat{Q}_i$) сравнивают с наблюденными величинами (Q_i).

Метод обучающей выборки. Весь период наблюдений делится на 2 интервала. Исходные данные, принадлежащие к первому интервалу, используются для оценки параметров и настройки модели, данные, попавшие во второй интервал, служат в качестве контрольных, с которыми сверяют оценки, полученные с помощью рассматриваемой прогностической модели (методы экстраполяции временного ряда). Поскольку длина рядов наблюденных биопромысловых данных, как правило, невелика, то деление исходного ряда наблюдений производится с таким расчетом, чтобы первый интервал («обучающая выборка») был значительно больше второго («контрольная выборка»).

Для оценки прогностических качеств модели второй способ представляется более оправданным.

Оценка степени достоверности прогнозов, полученных несколькими методами, и переход к выработке решения о предпочтительности одного из них требуют привлечения к анализу специальных критериев. Такими критериями являются разнообразные статистики, в той или иной форме учитывающие степень разброса полученных прогнозных оценок относительно наблюденных значений рассматриваемого параметра. Ниже приводятся некоторые из них.

1. Простейшими критериями достоверности могут служить:

• Средняя абсолютная ошибка прогноза

$$\bar{\varepsilon} = \frac{1}{T_2 - T_1 + 1} \sum_{i=T_1}^{T_2} \left| Q_i - \hat{Q}_i \right|,$$

где T_1 и T_2 — порядковые номера соответственно начального и конечного года прогноза; Q_i и $\hat{Q}_i$ — соответственно наблюденное и прогнозируемое значение рассматриваемой величины в год i.

Согласно определению динамического ряда (4.56), величина ε должна стремиться к 0 при увеличении T_2.

• Средняя относительная ошибка прогноза

$$\bar{E} = \frac{1}{T_2 - T_1 + 1} \sum_{i=T_1}^{T_2} \left| \frac{Q_i - \hat{Q}_i}{Q_i} \right|. \qquad (4.57)$$

Иногда для большей наглядности $\bar{E}$ выражается в процентах, $\bar{E}(\%)$, для чего правая часть формулы (4.57) домножается на 100.

Рофф [Roff, 1983], не совсем удачно переименовав $\bar{E}(\%)$ в «сред-

нюю абсолютную ошибку в процентах (MA%E)», предложил считать, что при E(%)>20% испытываемая прогностическая модель имеет низкую практическую ценность, даже если она удовлетворяет всем другим требованиям. Преимущество данной статистики состоит в том, что для каждого i она учитывает соответствие ошибки $\varepsilon_i = Q_i - \hat{Q}_i$ фактическому значению параметра Q_i и тем самым принимает во внимание «веса» ошибок.

2. D — статистика Стокера-Хилборна [Stocker, Hilborn, 1981], представляет собой средний квадрат ошибки прогноза

$$D = \frac{1}{T_2 - T_1 + 1} \sum_{i=T_1}^{T_2} (Q_i - \hat{Q}_i)^2 .$$

Чем меньше D, тем лучше метод прогнозирования, что целиком согласуется с принципом минимума среднеквадратичной ошибки.

Нетрудно заметить структурную аналогию расчетной формулы с выражением для смещенной оценки дисперсии наблюденных значений Q:

$$\tilde{\sigma}_\varepsilon^2 = \frac{1}{T_2 - T_1 + 1} \sum_{i=T_1}^{T_2} (Q_i - \overline{Q})^2 ,$$

где $\overline{Q}$ — среднее значение членов ряда $\{Q_i\}$.

С учетом этого второй критерий Стокера-Хилборна записывается следующим образом:

$$1 - \frac{D}{\tilde{\sigma}_\varepsilon^2} = 1 - \frac{\sum_{i=T_1}^{T_2} (Q_i - \hat{Q}_i)^2}{\sum_{i=T_1}^{T_2} (Q_i - \overline{Q})^2} .$$

Статистику $(1 - D/\tilde{\sigma}_\varepsilon^2)$ можно интерпретировать как аналог квадрата коэффициента корреляции r^2, широко используемого в регрессионном анализе в качестве меры тесноты связи между двумя переменными.

3. Дисперсия ошибки (несмещенная оценка)

$$\sigma_\varepsilon^2 = \frac{1}{T_2 - T_1} \sum_{i=T_1}^{T_2} (\varepsilon_i - \overline{\varepsilon})^2 .$$

В общем случае точность метода прогнозирования находится в обратной зависимости от величины дисперсии $\tilde{\sigma}_\varepsilon^2$. Однако окончательное суждение о качестве метода следует выносить только после

дополнительного анализа вариабельности ошибки на всем интервале прогнозирования.

4. R^2 — статистика Сайлы [Saila et al., 1980]

$$R^2 = 1 - \frac{\sigma_\varepsilon^2}{\sigma_Q^2}, \text{ или } R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=T_1}^{T_2} (\varepsilon_i - \overline{\varepsilon})^2}{\sum_{i=T_1}^{T_2} (Q_i - \overline{Q})^2}$$

характеризует степень уменьшения дисперсии ошибок относительно дисперсии самой переменной Q.

В случае полного несоответствия модели $\sigma_\varepsilon^2 \geq \sigma_Q^2$ и $R^2 \geq 0$; если модель идеально описывает ряд, $\sigma_\varepsilon^2 = 0$ и $R^2 = 1$. Диапазон значений статистики R^2, в котором имеет смысл оценивать прогностические качества модели, $0 \geq R^2 \geq 1$. Чем ближе величина R^2 к верхней границе указанного диапазона, тем лучше сделан выбор и "подгонка" модели.

Каждый из приведенных критериев характеризует лишь какую-то одну сторону качества модели тренда, поэтому целесообразно при сравнении различных методов прогнозирования использовать сразу несколько этих или аналогичных критериев.

4.3. Количественный анализ неопределенности

Одной из серьезных проблем, с которой приходится сталкиваться при оценке состояния запасов и ОДУ, является отсутствие информации, необходимой для полноценного статистического анализа решаемых задач. Короткие ряды наблюдений не только вносят собственные ошибки в оценки параметров запаса (так называемая ошибка выборки, или выборочное смещение), но и затрудняют выявление важнейших закономерностей его динамики, что негативно сказывается на достоверности прогнозов общего допустимого улова. Единственный выход из подобных ситуаций — применение численных методов имитационного моделирования, которые позволяют находить приемлемые для практики решения проблемы оценки неопределенностей в условиях, в которых традиционные методы математической статистики оказываются малоэффективными.

Ниже рассматриваются 2 таких метода, метод Монте-Карло и метод бутстрепа, получивших особенно широкое распространение в связи с внедрением предосторожного подхода к регулированию рыболовства.

4.3.1. Метод Монте-Карло

Метод Монте-Карло, или метод статистических испытаний, используется для приближенного вычисления искомой величины Q в случаях, когда невозможно построить алгоритм для точной оценки этой величины [Бусленко и др., 1962; Ермаков, 1971; Kalos, Whitlock, 1986; Manno, 1994 и др.]. Метод заключается в математическом моделировании физической (биологической) сущности задачи, проведении с помощью полученной модели многократных случайных испытаний и применении к результатам испытаний закона больших чисел теории вероятностей.

Свое название метод Монте-Карло получил в честь известной столицы игорного бизнеса, поскольку по своей сути моделирование случайных событий напоминает игру в рулетку и некоторые карточные игры, исход которых зависит от случая, а не от строгого расчета.

Вычислительная процедура, построенная на модельных экспериментах, производимых над случайными (а точнее, над псевдослучайными) числами, является недетерминированной. Поэтому оценка искомой величины Q в рамках метода трактуется как математическое ожидание случайной величины или как вероятность некоторого случайного события. Это позволяет, в частности, рассматривать эмпирическое среднее значений Q, полученных в ходе случайных испытаний, как вероятностную оценку величины Q.

На практике численные эксперименты осуществляют с помощью модели, непосредственно используемой для оценки искомой величины. Каждый новый эксперимент заключается в «прогоне» модели с предварительно «зашумленными» исходными данными. Процедура зашумления, т.е. внесения случайной ошибки во входные данные, является наиболее ответственным этапом метода.

Пусть искомая величина Q описывается моделью

$$Q=Q(X,Y), \qquad (4.58)$$

где X и Y — входные случайные величины.

Предположим, что имеется только единственная реализация входных величин: x и y (наблюденные данные). Очевидно, что эти значения не могут с исчерпывающей полнотой охарактеризовать параметр Q. Для того чтобы получить статистически достоверную оценку Q, следует повторить расчеты со множеством возможных реализаций X и Y, а результаты расчетов обработать по известным правилам математической статистики. Натурный эксперимент для сбора необходимого множества входных данных $\{x_i, y_i\}$ практически невозможен, поскольку, во-первых, *все* x_i и y_i должны быть получены (измерены) в одинаковых условиях, и, во-вторых, это, как правило, невыполнимо по экономическим причинам. Однако, если заранее известны законы вероятностного распределения ошибок в случайных величинах X и Y, задачу получения дополнительных исходных данных можно решить путем *имитации* процесса сбора данных, внося в наблюденные данные x и y случайные ошибки, или «шум».

Амплитуда шума выбирается из вероятностного распределения ошибки с помощью генератора случайных (псевдослучайных) чисел. Сама же процедура зашумления осуществляется с учетом закона распределения ошибки. Пусть, например, вероятностное распределение ошибки в случайной величине X подчиняется нормальному, а в Y — логарифмическому закону. Тогда «новые» значения входных данных можно найти по следующим формулам:

$$x_i = x + \varepsilon_{x,i}, \qquad (4.59)$$

$$y_i = y \exp \varepsilon_{y,i}, \qquad (4.60)$$

где x_i, y_i — i-е модельные реализации исходных данных; $\varepsilon_{x,i}$, $\varepsilon_{y,i}$ — случайные значения ошибок в i-х реализациях входных данных.

Получив, таким образом, достаточное для полноценного анализа количество наборов входных данных (x_i, y_i), для каждого из них по модели (4.58) оцениваем величину Q. Для N наборов данных получим N оценок Q с неизвестным законом распределения (рис. 4.17).

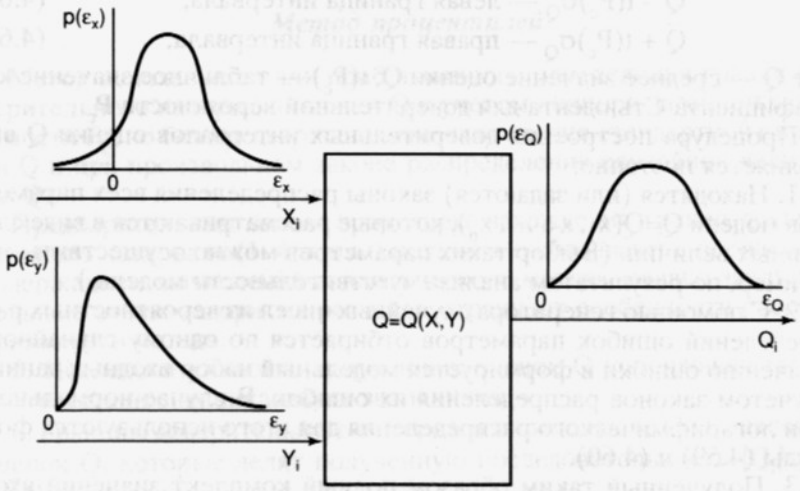


Рис. 4.17. Оценка промежуточных значений Q методом Монте-Карло (p(ε) — функция плотности вероятности ошибки ε)

Полученные промежуточные оценки Q затем обрабатываются в зависимости от поставленной задачи.

В рыбохозяйственных исследованиях метод применяется для оценки неопределенности в параметрах запаса, а также (в рамках риск-анализа) для оценки эффективности избранной стратегии регулирования промысла и оценки ОДУ.

В общем случае задачу оценки ошибки и других статистических характеристик некоторой величины Q методом Монте-Карло можно сформулировать следующим образом. Пусть рассматриваемый параметр находится с помощью модели $Q = Q(x_1, x_2, \ldots, x_n)$, где $x_1, x_2, \ldots, x_n$ — наблюденные значения входных случайных величин $X_1, X_2, \ldots, X_n$. Требуется определить точность оценки Q при условии, что законы распределения случайных величин $X_1, X_2, \ldots, X_n$ известны. Задачу можно решить двумя способами.

Аналитический способ

Если допустить, что случайная величина Q распределена по нормальному закону, то задача нахождения доверительных интервалов сведется к нахождению стандартной ошибки σ_Q (как мера статистической точности доверительный интервал предпочтительнее, чем стандартная ошибка). При заданной доверительной вероятности P_c, доверительный интервал оценки Q определяется по формулам:

$\overline{Q} - t(P_c)\sigma_Q$ — левая граница интервала, (4.61)

$\overline{Q} + t(P_c)\sigma_Q$ — правая граница интервала, (4.62)

где $\overline{Q}$ — среднее значение оценки Q; $t(P_c)$ — табличное значение коэффициента Стьюдента для доверительной вероятности P_c.

Процедура построения доверительных интервалов оценки Q выполняется поэтапно:

1. Находятся (или задаются) законы распределения всех параметров модели $Q=Q(x_1, x_2, \ldots, x_n)$, которые рассматриваются в виде случайных величин. (Выбор таких параметров можно осуществить, например, по результатам анализа чувствительности модели.)

2. С помощью генератора случайных чисел из вероятностных распределений ошибок параметров отбирается по одному случайному значению ошибки и формируется модельный набор входных данных с учетом законов распределения их ошибок. В случае нормального или логарифмического распределения для этого используются формулы (4.59) и (4.60).

3. Полученный таким образом полный комплект значений входных параметров подставляется в модель и осуществляется ее «прогон», в результате которого рассчитывается оценка Q.

4. Этапы 2 и 3 повторяются заранее обусловленное число раз, N.

5. Рассчитывается оценка стандартной ошибки σ_Q:

$$\sigma_Q = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{i=1}^{N}(Q_i - \overline{Q})^2},$$

где Q_i — i-я реализация оценки параметра Q; $\overline{Q}$ — среднее значение полученных оценок.

6. По заранее заданной вероятности P_c находится коэффициент Стьюдента $t(P_c)$.

7. Полученные значения σ_Q и $t(P_c)$ подставляются в формулы (4.61) и (4.62) для нахождения интервальной оценки величины Q.

Полученная методом Монте-Карло оценка σ_Q должна приближаться к истинному значению стандартной ошибки параметра Q по мере увеличения N. Однако поскольку принятые при расчетах гипотезы о законах распределения случайных величин $X_1, X_2, \ldots, X_n$ и Q достаточно условны, то и сделанное выше утверждение также нельзя считать строгим. Поэтому не следует стремиться в расчетах значительно увеличивать число N, поскольку реальная польза от этого далеко не очевидна. Из чисто практических соображений для аналитического способа нахождения интервальной оценки Q число N можно рекомендовать в пределах 100–250.

Метод процентилей

Метод используется для приближенного определения границ доверительного интервала оценки Q с учетом априори заданной вероятности P_c, но без предварительного нахождения стандартной ошибки Q и при произвольном законе распределения случайной величины Q.

Предварительные этапы процедуры нахождения границ доверительного интервала (1–4 этапы) полностью совпадают с порядком и содержанием вычислений аналитического метода, однако заключительные этапы алгоритма расчетов отражают особенности рассматриваемого метода.

5. Последовательность полученных оценок Q упорядочивается в соответствии с их числовыми значениями.

6. Границы доверительного интервала определяются как значения оценок Q, которые делят полученную последовательность $\{Q_i\}$, $i = 1,N$ на отрезки:

$$[1, \alpha N-1]; [\alpha N, N(1-\alpha)]; [N(1-\alpha)+1, N].$$

Границы отрезков обозначены через порядковые номера оценок Q в последовательности $\{Q_i\}$, $i = \overline{1,N}$, а величина

$$\alpha=0.5(1 - P_c/100).$$

Поскольку $\alpha<1$, то целочисленные индексы αN и $(1-\alpha)$ возможны только при больших N. В этом случае в качестве индекса следует принять ближайшее число. Встречающееся в литературе число повторений при использовании метода процентилей колеблется от 250 [Efron, Tibshirani, 1986] до 1000 [Butterworth, Andrew, 1984; Efron, 1984]. Увеличение N способствует также лучшей "проработке" концов частотного распределения, на которых обычно сосредоточено сравнительно мало значений случайной величины. Это позволяет повысить точность определения границ доверительного интервала.

Если же принимать во внимание трудоемкость вычислительной процедуры (в отдельных случаях процесс вычислений растягивается на несколько часов даже при использовании быстродействующего персонального компьютера), то, пожалуй, единственным серьезным недостатком метода Монте-Карло является необходимость определения законов распределения входных величин.

Частично устранить этот недостаток позволяет метод бутстрепа, который в исходной авторской интерпретации является непараметрическим в том смысле, что не требует знания вероятностных распределений наблюденных данных.

4.3.2. Метод бутстрепа

Рассмотренный выше метод Монте-Карло представляет собой один из вариантов планирования численных экспериментов, который позволяет получать оценки неопределенности практически из любой модели. Бутстреп в этом контексте будет правильнее рассматривать в качестве вспомогательной, хотя и принципиально важной процедуры генерирования случайных выборок, предваряющей проведение самих статистических испытаний. Если метод Монте-Карло допустимо считать методом управления условиями численного эксперимента, то бутстреп — это метод управления случайной выборкой, которая используется в таких экспериментах. В обоих методах использован принцип рандомизации Фишера, т.е. искусственное внесение случайности в эксперимент для превращения некоторых систематических ошибок в случайные.

Бутстреп, как и большинство других статистических методов, построен на принципе наибольшего правдоподобия, согласно которому наблюденные данные наилучшим образом характеризуют объект

исследования. При больших выборках справедливость этого принципа не вызывает сомнений, однако с уменьшением объема выборки вероятность искаженного представления об объекте заметно возрастает.

Бутстреп был разработан прежде всего как метод, минимизирующий смещение в случае малых (конечных) выборок [Эфрон, 1988; Efron and Tibshirani, 1993]. Однако уже вскоре в рамках метода Монте-Карло он стал применяться для оценки выборочной дисперсии, границ доверительных интервалов и проверки гипотез, превратившись по сути в универсальный метод нахождения статистических характеристик искомых величин в условиях дефицита исходной информации.

Основа метода — процедура формирования искусственных выборок (бутстреп-выборок), обладающих всеми основными статистическими свойствами исходной выборки. Процедура осуществляется путем случайного отбора данных из исходной наблюденной последовательности с последующим их возвратом. (Другое название этой процедуры — перевыборка с замещением.) Случайный характер отбора обеспечивается использованием таблиц или генератора случайных чисел.

Следует отметить, что бутстреп-процедура отличается от простой перестановки: в зависимости от объема исходной выборки и особенностей решаемой задачи количество бутстреп-выборок может существенно превысить максимальное число перестановок, так как перевыборка с возвращением не ограничивает число возможных повторов случайных комбинаций.

Бутстреп-выборки могут формироваться разными способами, в зависимости от того, что является объектом перевыборочной процедуры — сами наблюденные данные или их остатки (отклонения от соответствующих теоретических значений этой же величины) и учитываются ли вероятностные распределения наблюденных данных или остатков.

В соответствии с этими признаками можно выделить четыре основных типа перевыборочной процедуры (рис. 4.18).

Термины *безусловный* и *условный* относятся к бутстреп-процедурам, в которых перевыборке подвергаются соответственно сами наблюденные величины или их остатки. Термины *непараметрический* и *параметрический* относятся к бутстреп-процедурам, в которых соответственно используются или не используются вероятностные распределения наблюденных величин и их остатков.

Рассмотрим более подробно различные процедуры бутстрепа.

Пусть $x_1, x_2, \ldots, x_n$ — исходная выборка, состоящая из наблюденных реализаций некоторой случайной величины X, а ее выборочное распределение вероятности равномерно, т.е. вероятность повторной реализации любого из наблюденных значений X одинакова и равна 1/n.

Простейшей версией рассматриваемого метода является процедура безусловного непараметрического бутстрепа. Процедура заключается в последовательном выборе с замещением n величин (бутстреп-значений) из исходной выборки:

$$x_1^b, x_2^b, \ldots, x_n^b.$$

Отбор выполняется по порядковым индексам наблюденных значений с помощью генератора случайных чисел, настроенного на равномерное распределение дискретной случайной величины с общим числом реализаций, равным объему исходной выборки. Очевидно, что при такой процедуре отбора возможны любые варианты выбора, в том числе и $x_i^b = x_i$. Аналогично формируется необходимое (заранее обусловленное) количество бутстреп-выборок объема n.

Процедура *безусловного бутстрепа* справедлива только в случае отсутствия динамических трендов в исходных величинах. Если характер динамики наблюденных значений свидетельствует о наличии временной составляющей, то такая процедура приведет к потере важнейшей информации и, как следствие, к ошибочным выводам.

Избежать этого помогает *условный непараметрический бутстреп*, в котором операции по формированию бутстреп-выборок осуществляются не над самими значениями переменной (x_i), а над их остатками (r_i), определяемыми как разности между наблюденными (x_i) и теоретическими ($\hat{x}_i$) значениями случайной величины X:

$$r_i = x_i - \hat{x}_i.$$

В этом случае для всех наблюденных значений (исходная выборка) находятся теоретические (модельные) аналоги, вычисляются соответствующие остатки и формируется бутстреп-выборка путем прибавления случайным образом отобранных остатков (r_i) к каждому из n теоретических значений переменной:

$$x_i^b = \hat{x}_i + r_i^b.$$

Параметрический бутстреп, особенно его условный вариант, имеет достаточно близкое сходство с процедурой рандомизации параметров модели в методе Монте-Карло. В параметрической версии бутстрепа наблюденные величины (или их остатки) считаются реализациями *непрерывной* случайной величины, подчиняющейся вполне конкретному распределению вероятности (отличному от

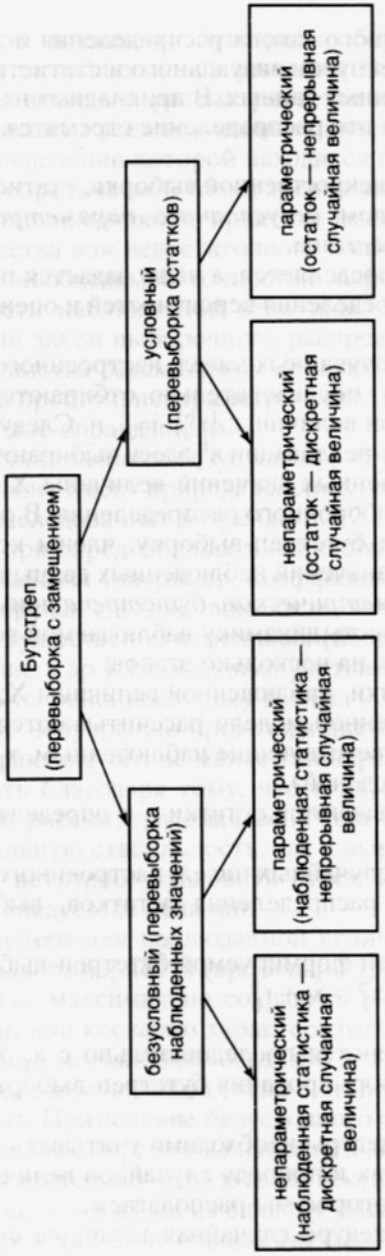


Рис. 4.18. Классификация методов бутстрепа. (В схеме использована терминология, принятая на семинаре по оценке рисков и биологических ориентиров для регулирования рыболовства, 19–22 ноября 1991 г., Галифакс, Канада [Smith et al., 1993].)

равномерного). Тип выборочного закона распределения и значения его параметров определяются путем визуального и статистического анализа имеющихся наблюденных данных. В прикладных исследованиях для упрощения расчетов это распределение стремятся свести к нормальному (см. 2.1.1).

Процедура формирования искусственной выборки, статистически адекватной исходной, методом *безусловного параметрического бутстрепа* выполняется в два этапа.

1. По исходной выборке определяется, а чаще задается по аналогии, закон выборочного распределения вероятностей и оцениваются его параметры.

2. С помощью генератора случайных чисел, настроенного на найденный закон распределения, последовательно отбираются n случайных значений наблюденной величины: $\{x_i^b\}$, i=1, n. Следует обратить внимание, что бутстреп-реализации x_i^b здесь выбираются не из ограниченного числа наблюденных значений величины X, а непосредственно из найденного выборочного распределения. В результате этой процедуры получаем бутстреп-выборку, члены которой в общем случае не повторяют значений наблюденных данных.

Процедура *условного параметрического бутстрепа* применяется в случаях, когда требуется учесть динамику наблюдаемой величины X. Вся процедура разбивается на несколько этапов:

1. Строится модель динамики наблюденной величины X; с помощью предварительно построенной модели рассчитываются ее теоретические значения, $\hat{x}_i$, соответствующие наблюденным, x_i (например, значения по годам наблюдений).

2. Для всех i = 1,n рассчитываются остатки r_i и определяется закон их распределения.

3. С помощью генератора случайных чисел, настроенного на найденный закон выборочного распределения остатков, выбирается случайное значение r_1^b.

4. Вычисляется первый член формируемой бутстреп-выборки:

$$x_1^b = \hat{x}_i + r_1^b .$$

5. Операции 3 и 4 повторяются последовательно с $\hat{x}_1, \hat{x}_2, ..., \hat{x}_n$ оценками X до завершения формирования бутстреп-выборки объема n.

При выборе бутстреп-процедуры необходимо учитывать как особенности самой процедуры, так и природу случайной величины, наблюденными реализациями которой мы располагаем.

В непараметрической процедуре случайная величина считается

дискретной, поскольку бутстреп-выборка формируется исключительно из ее наблюденных значений. В параметрической процедуре случайная величина рассматривается как непрерывная, и выборка производится из всех возможных значений случайной величины, закон распределения которой находится по ее наблюденным реализациям. С теоретической точки зрения параметрический бутстреп более обоснован, однако на практике имеющиеся данные из-за их низкого качества или недостаточного количества далеко не всегда позволяют с необходимой точностью определить функцию плотности вероятности наблюденной величины. В этом случае неправильно найденный закон выборочного распределения может свести на нет все достоинства рассматриваемого подхода, и предпочтение, отданное более простой, непараметрической, версии бутстреп-процедуры будет вполне оправданным.

При сопоставлении безусловного и условного бутстрепа решающее значение имеет природа наблюдений величины. В рыбохозяйственных исследованиях встречаются 2 типа параметров: параметры, которые при определенных допущениях можно считать относительно стабильными (например, коэффициент естественной смертности, емкость среды, средние навески по возрастам и т.д.), и параметры, которые существенно изменчивы (например, индексы численности, пополнение и др.). Необходимо учитывать, что такое разделение достаточно условно, поскольку все без исключения показатели запаса отражают непрерывно происходящие изменения окружающей среды. На практике тем не менее тип переменной можно приближенно установить благодаря тому, что и на ограниченном интервале наблюдений рассматриваемая величина может демонстрировать как относительную стабильность, так и выраженную изменчивость. Эти свойства нетрудно установить путем построения и анализа гистограмм исследуемых величин.

Если изменения наблюдаемой величины обнаруживают определенную закономерность (временной тренд), то в бутстреп-выборках необходимо максимально сохранить выявленную тенденцию, которая прямо или косвенно характеризует реально происходящие в запасе процессы. Наиболее наглядно это проявляется в изменении индекса численности запаса (величины улова на единицу промыслового усилия). Применение безусловного бутстрепа для формирования искусственных выборок из наблюденных значений этого показателя может значительно исказить объективно существующую тенденцию в изменении улова на единицу усилия и, следовательно, даст неверное представление о динамике самого запаса. Поэтому в рыбохо-

зяйственных исследованиях предпочтение в большинстве случаев отдается условному бутстрепу.

Использование бутстреп-выборок для решения задач, связанных с оценкой различных типов неопределенности, относится к области планирования численных экспериментов и осуществляется в рамках метода Монте-Карло.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предосторожный подход к регулированию рыболовства вообще и оценке ОДУ в частности — это результат эволюции научных представлений о рациональном использовании промысловых биоресурсов, который отражает последние достижения рыбохозяйственной науки в области промысловой биологии и управлении эксплуатируемыми запасами в условиях неопределенности. Предосторожный подход, обеспечивая безусловное выполнение основополагающего принципа российской рыболовной политики — неистощительное использование рыбных ресурсов, является наиболее перспективным направлением в интегрировании природоохранных принципов в практику регулирования промышленного рыболовства. Применение подхода способствует восстановлению и поддержанию высокой продуктивности запасов, повышая тем самым и их промысловое значение.

Поскольку практически каждый промысел обладает присущими только ему особенностями, предосторожный подход следует рассматривать не как универсальный алгоритм, детально регламентирующий все аспекты управления промысловыми запасами, а скорее как концептуальную основу, на которой для каждого промысла разрабатывается наиболее эффективная схема научного обеспечения рациональной эксплуатации запасов. При этом общепринятыми считаются следующие положения:

• неполнота знаний о состоянии и/или динамике промыслового запаса не может рассматриваться как фактор, оправдывающий интенсивную эксплуатацию этого запаса, но, напротив, требует тем большей предосторожности в осуществлении промысловой деятельности, чем выше уровень неопределенности;

• промысел не должен нарушать стабильность эксплуатируемой экосистемы, т.е. не должен создавать или усугублять (в случае аномалий естественного происхождения) причины необратимых изменений в экосистеме;

• промысел допускается только в области биологически безопасных значений жизненно важных параметров облавливаемой популяции (например, биомассы нерестового запаса, промысловой смертности); границы области управления, а также рекомендуемый уровень промыслового использования запаса определяются с помощью

научно обоснованных значений этих параметров, называемых ориентирами управления;

• в случае реальной угрозы сокращения величины запаса до значений, которые могут привести к серьезным и необратимым последствиям, ассоциирующимся с понятием подрыва запаса, безотлагательно принимают заранее обусловленные меры по восстановлению запаса вплоть до временного прекращения промысла.

Методология предосторожного подхода строится на системном анализе всей количественной и качественной (описательной) информации, характеризующей состояние и перспективы развития системы запас–промысел [Бабаян, 1992]. Наиболее существенным в такой методологии является не только и не столько корректное применение математических моделей, сколько упорядочение и оптимизация процедуры принятия решений (сопоставления альтернатив) на всех этапах разработки промысловых рекомендаций [Спицнадель, 2000]. Главные особенности системного анализа при обосновании управленческих решений по регулированию рыболовства заключаются в следующем:

• для анализа имеющейся информации используются все доступные методы и модели, применение которых допускает имеющаяся информация;

• базовая методология адаптируется к каждому конкретному запасу с учетом специфики его биологии и промысла;

• при выборе оптимальных решений среди возможных вариантов особое внимание уделяется факторам риска и неопределенности;

• оценка эффективности различных стратегий управления осуществляется путем вероятностного анализа отдаленных последствий их реализации;

• признается принципиальное значение организационных и субъективных факторов в процессе принятия решений, в соответствии с чем разрабатывается процедура использования качественных оценок для анализа и согласования различных точек зрения представителей науки, промышленности и природоохранных органов.

В заключение следует подчеркнуть, что внедрение предосторожного подхода к оценке ОДУ существенно повышает уровень методической составляющей научного обоснования стратегии и тактики рационального рыболовства. Это позволяет обеспечить биологически оправданный режим долговременного использования рыбных ресурсов и тем самым создать реальные предпосылки для устойчивого развития самих промыслов.

ЛИТЕРАТУРА

Андреев Н.Н. 1969. Математический анализ кривых воспроизводства рыб // Биол. основы рыбного хоз-ва и регулирование морского рыболовства: Труды ВНИРО.– Т. 67.– Вып. I.– С. 32–48.

Бабаян В.К. 1982. Методические рекомендации к расчету рационального промыслового режима.– М.: ВНИРО. – 46 с.

Бабаян В.К. 1985. Методические рекомендации по применению современных методов оценки общего допустимого улова (ОДУ).– М.: ВНИРО. – 57 с.

Бабаян В.К. 1986. О комплексном подходе к оценке общего допустимого улова // Динамика численности промысловых рыб.– М.: Наука.– С. 55–69.

Бабаян В.К. 1988. Математические методы теории рыболовства (модели изолированных популяций).– М., ЦНИИТЭИРХ. – 76 с.

Бабаян В.К. 1990. Краткий словарь терминов долгосрочного прогнозирования (Промысловые биопрогнозы).– М.: ВНИРО. – 48 с.

Бабаян В.К. 1992. О системном подходе к рациональному использованию промысловых гидробионтов // Проблемы изучения и рационального использования биологических ресурсов окраинных и внутренних морей СНГ: Материалы II межд. конф.– Ростов-на-Дону.– С. 17–19.

Бабаян В.К. 1997. Принципы рационального рыболовства и управление промысловыми запасами // Первый конгресс ихтиологов России: Тезисы докладов.– М.: Изд-во ВНИРО.– С. 57.

Бабаян В.К. 1998а. Методика осторожного подхода к оценке общего допустимого улова // Тезисы докладов VII Всероссийской конференции по проблемам промыслового прогнозирования.– Мурманск: ПИНРО.– С. 36–37.

Бабаян В.К. 1998б. О стратегии управления сильно флюктуирующими запасами рыб // Тезисы докладов VII Всероссийской конференции по проблемам промыслового прогнозирования. – Мурманск, ПИНРО.– С. 37–38.

Бабаян В.К. 1998с. Осторожный подход к управлению рыболовством // Рыбное хозяйство. – № 4.– С. 30–32.

Бабаян В.К., Булгакова Т.И., Бородин Р.Г., Ефимов Ю.Н. 1984. Применение математических методов и моделей для оценки запасов рыб: Методические рекомендации. – М.: ВНИРО.– 155 с.

Бабаян В.К., Булгакова Т.И., Васильев Д.А. 1999. Состояние запасов восточноохотоморского, восточнокамчатского и западноберинговоморского запасов минтая и перспективы их промыслового использования.– ВНИЭРХ 1343 РХ 99; ВИНИТИ.– № 7.– 64 с.

Баранов Ф.И. 1918. К вопросу о биологических основаниях рыбного хозяйства // Изв. отдела рыбоводства и науч.-промысл. исслед.– Т. I.– Вып.I.– С. 84–128.

Баранов Ф.И. 1925. К вопросу о динамике рыбного промысла // Бюлл. рыбного хозяйства.– № 8.– С. 26-38.

Бивертон Р., Холт С. 1969. Динамика численности промысловых рыб. Пер. с англ. - М.: Пищ. промышленность.– 248 с.

Бокс Дж., Г. Дженкинс. 1974. Анализ временных рядов: Прогноз и управление / Пер. с англ.– М.: Мир.– Вып.1.– 406 с.– Вып. 2.– 197 с.

Булгакова Т.И. 1978. Модель популяции типа «запас–пополнение», учитывающая влияние кормовой базы производителей на выживание молоди // Применение мат. способов оценки состояния промысловых объектов Мирового океана: Труды ВНИРО.–Т. 128.– С. 16–22.

Бусленко Н.П. и др. 1962. Метод статистических испытаний (метод Монте-Карло).– М.: Физматиз.– 331 с.

Васильев Д.А. 2000. Актуальные проблемы анализа параметров систем запас–промысел.– М.– 256 с.

Гасюков П.С., Доровских Р.С., Приц С.Е. 1980. Методические рекомендации по применению математических методов для оценки запасов и возможного вылова промысловых объектов // АтлантНИРО.– Калининград.– 104 с.

Державин А.Н. 1922. Севрюга (Acipenser Stellatus). (Биол. очерк) // Изв. Бакинской ихтиол. лаборатории.– Т. 1.– 393 с.

Ермаков С.М. 1971. Метод Монте-Карло и смежные вопросы.– М.: Наука.– 327 с.

Засосов А.В. 1976. Динамика численности промысловых рыб.– М.: Пищ. промышленность.– С. 312.

Криксунов Е.А., Снетков М.А. 1985. Расширенная модель формирования пополнения нерестового стада рыб.– М.: Наука.– С. 46–55.

Льюис К.Д. 1986. Методы прогнозирования экономических показателей / Пер. с англ.– М.: Финансы и статистика.– 136 с.

Максименков В.В. 1986. К теории формирования пополнения у рыб // Экология.– № 1.– С. 65–69.

Малкин Е.М. 1999. Репродуктивная и численная изменчивость промысловых популяций рыб.– М.: Изд-во ВНИРО.– 146 с.

Рикер В.Е. 1970. Биостатистический метод А.Н.Державина // Рыбное хозяйство.– № 10.– С. 6–9; № 11.– С. 5–7.

Рикер В.Е. 1971. Сопоставление двух кривых воспроизводства // Рыбное хозяйство.– № 3.– С. 16–21; № 4.– С. 10–13.

Рикер У.Е. 1979. Методы оценки и интерпретация биологических показателей популяций рыб / Пер.с англ.– М.: Пищевая промышленность.– 408 с.

Рикер У.Е. 1983. Количественные показатели и модели роста рыб // Биоэнергетика и рост рыб / Под ред. У. Хоара, Д. Рендалла и Д. Бретта; Пер. с англ.– М.: Легк. и пищ. пром-сть.– С. 347–398.

Спицнадель В.Н. 2000. Основы системного анализа.– Санкт-Петербург: Бизнесс-пресса.– 326 с.

Хан Г., Шапиро С. 1969. Статистические модели в инженерных задачах / Пер. с англ.– М.: Мир.– С. 395.

Эфрон. 1988. Нетрадиционные методы многомерного статистического анализа / Пер. с англ.– М.: Финансы и статистика.– 264 с.

Anon. 1992. Techniques for biological assessment in fisheries management Report of the Workshop; Jülich, July 17–24.– 1991.– 63 p.

Anon. 1999. Proceedings of a Workshop on Implementing the precautionary approach in Canada (5–9 October 1998, Pacific Biological Station, Nanaimo BC) // Canadian Stock Assessment Proceedings Series 98/18.– 73 p.

Anon. 2000. Science strategic project on the precautionary approach in Canada. Proceedings of the Second Workshop. Canadian Stock Assessment Proceedings Series 99/41.– 96 p.

Anthony V. 1982. The calculation of $F_{0.1}$: a plea for standardization / NAFO Sci. Doc.82/VI/64.– 16 p.

Babayan V.K. 1983. An analytical method of the total allowable catch assessing with special reference to the hake fishery in Divisions 1.3 and 1.4 // ICSEAF, (Part I) Colln. Scient. Pap. Int.Commn. SE.Atl.Fish.– P. 31–35.

Babayan V.K., Bulgakova T.I. 1983. Estimation de l'etat du stock et de la capture admissible de chinchard du Cup (Trachurus tr.capensis) dans les divisions 1.3 et 1.4 a partir de l'analyse de la composition en tailles des captures // ICSEAF, (Part I) Colln. Scient. Pap. Int.Commn. SE.Atl.Fish.– P. 37-47.

Babayan V.K., Kizner Z. 1988. Dynamic models for TAC assessment: Logic, potentialities, development // ICSEAF, Colln.Sci. Pap. Int.Commn. SE.Atl.Fish.– V. 15(1).– P. 69–83.

Babayan V.K., Kizner Z., Matushansky M. 1989. Notes on modification of a dynamic production model // ICSEAF/89/Meth/7.– 3 p.

Bannerot S, Austin C. 1983. Using freguency distributions of catch per unit effort to measure fish-stock abundance // Trans. Am.Fish.Soc.– V.112.– P. 608-617.

Beddington J.R., Cooke J.G. 1983. The potential yield of fish stocks // FAO Fish.Tech.Pap.– V.(242).– 47 p.

Bertalanffy von. L. 1938. A quantitative theory of organic growth // Hum. Biol.– V. 10.– P. 181–213.

Beverton R.J.H., Holt S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations // Fish. Invest. Ser. 2, U.K. Ministry of Agriculture, Food and Fisheries, London.– V. 19.– 533 p.

Butterworth D.S., Andrew P. A. 1984. Dynamic catch-effort model for the hake stocks in ICSEAF Divisions 1.3. -2.2 // Colln.Scient. Pap. Intern. Commn. SE Atl. Fish. Pap.– V.11(1).– P. 29–58.

Caddy J. 1998. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations // FAO Fisheries Technical Paper.– N 379, Rome: FAO. – 30 p.

Caddy J.F., McGarvey R. 1996. Targets or limits for management of fisheries // N.Amer. J. Fish. Manage.– V. 16.– P. 479–487.

Cadima E., Azevedo M. 1998. A proposal to select reference points for longterm fishery management objectives // ICES C.M.11998/T:9.– 18 p.

Chapman D. G. 1973. Spawner-recruit models and estimation of the level of maximum sustainable catch // Rapp.P.- V.Reun. Cons. Perm. Intern. Explor. Mer.– N. 164.– P. 325–332.

Clark W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can.J.Fish.Aqua.Sc.– V. 48.– P. 734–750.

Cook R.M. 1998. A sustainability criterion for the exploitation of North Sea cod // ICES J.Mar.Sci.– V.55.– P. 1061–1070.

Cushing D.H. 1973. The dependence of recruitment on parent stock // J. Fish. Res. Board. Canada.– V. 30.– P. 1965–1975.

Cushing D.H. 1984. The dependence of recruitment on parent stock derived from the average recruitment // J.Cons Intern. Explor. Mer.– V. 41.– P. 276–279.

Darby C.D., Flatman S. 1994. Virtual population analysis. User guide // ICES.– 82 p.

De Angelis D.L., Christensen S.W. 1979. A general stock-recruitment curve // J. Cons. Intern. Explor. Mer.– V. 38 (3).– P. 324–325.

Doubleday W.G. 1976. A Least Squares Approach to analysing catch at age data // ICNAF, Res. Bull. – N. 12.– P. 69–81.

Efron B. 1984. Better bootstrap confidience intervals // Dept.Statist., Stanford Unit. Techn. Rep.– N. 226.– 47 p.

Efron B., Tibshirani R.J. 1986. Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy // Statistical Science.– N. 1.– P.54–75.

Efron B., Tibshirani R.J. 1993. An introduction to the bootstrap // Chapman &Hall, New York.– 436 p.

FAO. 1993. Reference points for fisheries management: Their potential application to straddling and highly migratory resources // FAO Fish.Sirc.– V. (864).– 52 p.

FAO. 1995a Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions // FAO Fish Tech.Pap.– V. 350/1.– 52 p.

FAO. 1995b. Code of Conduct for Responsible Fisheries // FAO, Rome.– 14 p.

Fletcher R.I. 1978a. Time-dependent solutions and efficient parameters for stock-production models // Fish. Bull.– V. 76.– N. 2.– P. 377–388.

Fletcher R.I. 1978b. On the restructuring of the Pella-Tomlinson system // Fish. Bull.– V. 76.– N 3.– P. 515–521.

Fogarty M.J., Murawski S.A. 1984. An evolution of two delayed recruitment models for crustacean fisheries // ICES, C.M. – K.23.– 14 p.

Fox W.W. 1970. An exponential yield model for optimizing exploited fish populations.– Trans.Am.Fish.Soc.– N. 99.– P. 80–88.

Fox W. W. 1974. An overview of production modeling // WTPD-Nantes/74/13. – P. 142–156.

Fox W. W. 1975. Fitting the generalised stock production model by Least - Squares and Equilibrium Approximation // Fish. Bull.– V. 73.– K 1.– P. 23–37.

Francis R.I.C.C. 1991. Risk analysis in fishery management // Northwest Atl.Fish.Organ.Sci.Coun.Stud.– V. 16.– P. 143–148.

Francis R.I.C.C., Shotton R. 1997. "Risk" in fisheries management: A review // Can.J.Fish. Aquat. Sci.– V. 54.– P. 1699–1715.

Freon P. 1983. Production models as applied to sub-stocks depending on upwelling fluctuations // In: FAO Fisheries Report N. 291(3). G.D. Sharp and J.Csirke [Ed]. Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neretic Fish Resources // San Jose, Costa Rica, 18–29 April.– P. 1047–1064.

Fry F.E. 1949. Statistics of a lake trout fishery // Biometrics.– V. 5.– P. 27–67.

Gabriel W.L., Sissenwine M.P., Overholtz W.Y. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: An example for Georges Bank haddock // N. Am. J. Fish. Manage.– V. 9.– P. 383–391.

Gabriel W.L., Mace P.M. 1999. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach // In: V.R. Restrepo (Editor), Proceedings of the Fifth National NMFS Stock Assessment Workshop: Providing Scientific Advice to Implement the Precautionary Approach Under the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Managment Act. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO.– V. 40.– P. 34–45.

Garcia S.M. 1995. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: An update review // In: FAO 1995a. Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introduction)/ Lysekil, Sweden, 6–13 June 1995. FAO Technical Paper N. 350, Part 2.– P. 1–75.

Gassioukov P. 1996. Presentation of modern stock assessment technique with special reference to technique derived from VPA // Report to CESAF Workshop Modern Methods of Fish Stock Assessment. – 1996.– 81 p.

Gavàris S. 1988. An adaptive framework for the estimation of population size // Canadian Atl.Fish.Sci.Adv.Commn. (CAFSAC) Res.Doc.88/29. – 12 p.

Gompertz B. 1825. On the nature of the function expressive of the law of human mortality and on a new mode of determining the value of life contingencies // Philos. Frans. R. Soc.– V. 115.– P. 515–585.

Goodyear C.P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management foundation and current use // In: S.Y.Swith, J.J.Hunt and D.Rivard [ed.] Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management. Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.– V. 120.– P. 67–81.

Gulland J.A. 1961. Fishing and the stocks of fish at Iceland // U.K. Min.Agric. Fish. Food. Fish. Inv., Ser. 2.– V. 23.– N. 4.– 52 p.

Gulland J.A. 1964. Manual of methods for fish stock assessment. Part I. Fish population analysis // FAO Man.Fish.Sci.– N. 4.– 154 p.

Gulland J. A. 1965. Estimation of mortality rates // Annex to Rep. Arctic Fish. Working Group//ICES, C.M.– V. 3.– 9 p.

Gulland J.A. 1977. Fish population dynamics // Wiley & Sons, New York.– 372 p.

Gulland J.A. 1985. Fish stock assessment // FAO / Wiley series on food and agriculture. A Wiley — Interscience publication.– V. 1.– 223 p.

Gulland J.A., Boerema L.K. 1973. Scientific advice on catch levels // NOAA Fishery Bulletin, US.– V. 71(2).– P. 325–335.

ICES. 1996. Report of the comprehensive fishery evaluation working group // ICES CM 1996/Assess.– 20 p.

ICES. 1997a. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management // ICES CM 1997/Assess.– V. 7.– 37 p.

ICES. 1997b. Report of the comprehensive fishery evaluation working group // ICES CM 1997 / Assess.– V.15.– 140 p.

ICES. 1998. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management // ICES CM 1998 / ACFM.– V. 10.

ICES. 1999. Report of the Comprehensive fishery evaluation working group // ICES CM 1999/D.– V.2.– 156 p.

ICES. 2000. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 1999 // ICES Cooperative Report.– N.236.– Part 1,2.

Jakobsen T. 1992. Biological reference points for North-East Arctic cod and haddock // ICES J.Mar.Sci.– V. 49.– P. 155–166.

Jakobsen T. 1993. The behaviour of F_{low}, F_{med} and F_{high} in response to variation in parameters used for their estimation // In: S.J.Smith, J.J.Hunt and D.Rivard [ed.]. Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management. Can.Spec.Publ.Fish.Aguat.Sci.– V. 120.–. P. 119–125.

Jolicoeur P. 1975. Linear regressions in fishery research: Some comments // J.Fish.Res.Bd.Can.– N. 32.– P. 1491–1494.

Jones R. 1974. Assessing the long-term effects of changes in fishing effort and mesh size from length composition data // ICES, C.M.– P. 33.

Jones R. 1978. Stock and recruitment // FAO Fish. Circ.– N. 701.– P. 79–98.

Jones R. 1981. The use of length composition data in fish stock assessment // FAO Fish. Circ.– N. 734.– 55 p.

Kalos M.H., Whitlock P.A. 1986. Monte Carlo methods // N.Y.: Wiley.– Basics.– V. l.– 186 p.

Kizner Z.I., Vasilyev D.A. 1997. Instantaneous separable VPA (ISVPA) // ICES Journal of Marine Science.– V. 54.– N. 3.– P. 399–411.

Laloë F. 1987. A simple production model with unassessed quantity of biomass // W.P., Subm. to ICES W.G. on Methods of Fish Stock Assessments (Copenhagen, 9-16 June, 1987).– 8 p.

Lleonart J., Salat J., Roël B. 1985. A dynamic production model // ICSEAF, Colln. Sci. Pap.– N. 12.– Part.1.– P. 119–146.

Laurec A., Shepherd J.G. 1983. On the analysis of catch and effort data // J.Cons.Int.Explor.Mer.– V. 41.– P. 81–84.

MacCall A.D. 1999. Use of decision tables to develop precautionary approach to problems in behaviour, life history and recruitment variability // In: Restrepo V.R. (Ed) (1999), Proceedings of the Fifth National NMFS Stock Assessment Workshop: Providing Scientific Advice to Implement the Precautionary Approach under the Magnusson-Stevens Fishery Conservation Act. 24–26 February 1998, Key Largo, Florida, USA. US Dep. of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO.– V. 40.– P. 53-64.

Mace P.M., Sissenwine. 1993. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management // In: S.J.Smith, J.J.Hunt and D.Rivard (ed.) Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management. Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.– V. 120.– P. 101–118.

Manno I. 1994. Introduction into the Monte Carlo methods // Rome.– 68 p.

Marchesseault G.D., Saila S.B., Palm W.J. 1976. Delayed recruitment models and their application to the American lobster (*Homarus americanus*) fishery // J.Fish. Res. Board Canada.– V. 33.– P. 1779–1787.

Mengel M. 1984. Search models in fisheries and agriculture // In: M.Mengel [ed], Proceeding of the 2-nd Yorque Workshop on Resource Management. Springel Verlag.– N.4.– P. 105–138.

Monh R.K. 1980. Bias and error propagation in logistic production mode // Canada J. Fish. Aquat. Sci.– V. 37.– P. 1276–1283.

NAFO. 1997. Report of the Ad Hoc Working Group on Precautionary Approach // NAFO SCS Doc./97/12.

NAFO. 1998. Report of Scientific Council Workshop on the Precautionary Approach to Fisheries Management // NAFO SCS Doc.98/1.– 64 p.

NAFO. 2000. Report of Joint Scientific Council and Fisheries Commission Working Group on Precautionary Approach // NAFO/FC Doc.00/2.– 32 p.

NMFS. 1996. Environmental assessment/regulatory impact review for Amendment 44 to the fishery management plan for the groundfish fishery of the Bering Sea and Aleutian Islands area and Amendment 44 to the fishery management plan for the groundfish fishery of the Gulf of Alaska Fisheries Science Center // 7600 Sand Point Way NE., Seattle, WA 98115-0070.– 23 p.

Parker R.R., Larkin P.A. 1959. A concept of growth in fishes // J. Fish. Res. Board Canada.– V. 16.– P. 721–745.

Paulik G.J. 1973. Studies of the possible form of the stock-recruitment curve // Rapp. P.– V., Reun. Cons. Perm. Intern. Explor. Mer.– V. 164.– P. 302–315.

Pella J.J., Tomlinson P.K. 1969. A generalized stock production model // Bull. Intern. Amer. Trop. Tuna. Comm.– V. 13.– N. 3.– P. 419–496.

Pope J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis // ICNAF, Res. Bull.– V. 9.– P. 65–74.

Pope J.G., Shepherd J.G. 1982. A simple method for the consistent interpretation of catch-at-age data // J.Cons. Intern. Explor. Mer. 40.- P. 176–184.

Pope J.G., Shepherd J.G. 1984. On the integrated analysis of catch-at-age and groundfish survey of CPUE data // ICES. Doc. C.M.– G.16.

Pope J.G., Shepherd J.G. 1985. A comparison of the performance of various methods for tuning VPA's using effort data // J.Cons, Intern. Explor. Mer. 42. – P. 129–151.

Powers J.E. 1996. Benchmark requirements for recovering fish stocks / North Amer.J. of Fisheries Management.– V. 16.– P. 495–504.

Prager M.H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model // Fish.Bull.92(2).– P. 374–389.

Quinn T.J., II, Eagen R., and Zheng J. 1990. Threshold management policies for exploited populations./Can.J.Fish.Aquat.Sci.– V. 47.– P. 2016–2029.

Restrepo V.R, Thompson G.G., Mace P.M. et al. 1998. Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing national standard I of the Magnuson-Stevens fishery conservation and managment act. // NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-31.– 54 p.

Richards F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use // J.Exp. Bot. – V. K.– P. 290–300.

Ricker W.E. 1944. Further notes on fishing mortality and effort // Copeia.– P. 23–44.

Ricker W.E. 1954. Stock and recruitment // J.Fish.Res.Board Canada.– V. 11. – P. 559–623.

Ricker W.E. 1958. Handbook of computations for biological statistics of fish populations // Bull. Fish. Res. Board Canada.– V.119.– 300 p.

Ricker W.E. 1973. Linear regressions in fishery research // J.Fish.Res. Bd.Can.– N. 30.– P. 409–434

Ricker W.E. 1975. A note concerning Professor Jolicoeur's comments // J.Fish.Res.Bd.Can.– N. 32.– P. 1494–1498.

Roff D.A. 1983. Analysis of catch/effort data: a comparison of three methods // Can.J.Fish.Aquat.Sci.– N. 40.– P. 1496–1506.

Rothschild B.J., Fogarty M.J. 1987. Spawning stock biomass: A source of error in recruitment-stock relationships and management advice // ICES, C.M.– G. 62.– 10 p.

Rosenberg, A.A., Restrepo, V.R. 1994. Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S. marine fisheries // Can.J.Fish.Aquat.Sci.– V. 51.– P. 2715–2720.

Russel F.S. 1931. Some theoretical considerations on the "overfishing" problem // J.Cons. Intern. Explor. Mer.– V. 6.– P. 3–27.

Saila, S.B., Wigbout M. and Lermit R.I. 1980. Comparison of some time series models for the analysis of fisheries data // J.Cons.Intern.Explor.Mer.– 39(1).– P.44–52.

Schaefer M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries // Bull. Intern.– Amer. Trop. Tuna Comm.– V.1(2).– P. 27–56.

Schaefer M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean // Bull. Intern.– Amer. Trop. Tuna Comm.– V.11(6).– P. 247–285.

Schnute J. 1977. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical consideration // J. Fish. Res.Board Canada.– V. 34.– P. 583–603.

Schnute J. 1979. A revised Schaefer model // Inv. Pesq.– V. 43(1).– P. 31–40.

Schnute J. 1985. A general theory for analysis of catch and effort data // Can. J. Fish. Aquat. Sci.– V. 42.– P. 414–429.

Serchuk F., et al. 1997. Report of the Ad Hoc Working Group of the NAFO Scientific Council on the Precautionary Approach // NAFO SCS Doc. 97/12.– 61 p.

Serebryakov V.P. 1991. Predicting year-class strength under uncertainties related to survival in the early life history of some North Atlantic commercial fish // NAFO Scientific Council Studies.– V. 16.– P.49–56.

Shepherd J.G. 1982a. A family of general production curves for exploited populations // Math. Biosci.– V. 59.– P. 77–93.

Shepherd J.G. 1982b. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves // J. Cons. Intern. Explor. Mer.– V. 40 (1).– P. 67–75.

Shepherd J.G. 1991. Report of special session // NAFO Scientific Council Studies.– V. 16.– P. 7–12.

Shepherd J.G. 1999. Extended survivors analysis: An improved method for the analyses of catch-at-age data and apundance indices // ICES J.Mar.Sci.– V. 56– P. 584–591.

Shepherd J.G., Cushing D.H. 1980. A mechanism for density-dependent survival of larval fish as the basis of a stock-recruitment relationship // J.Cons. Intern. Explor. Mer.– V. 39.– P. 160–167.

Shepherd J.G., Nicholson M.D. 1986. Use and abuse of multiplicative models in the analysis of fish catch-at-age data // The Statistician.– V.35.– P. 221–227.

Sissenwine M.P., Shepherd J.G. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points // Can. J.Fish. Aquat.Sci.– V. 120.

Smith S.J., Hunt J.J., and Rivard D. 1993. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management // Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.– V. 120.– viii+ 420 p.

Stocker M., Hilborn R. 1981. Short-term forecasting in marine fish stocks // Can.J.Fish.Aquat.Sci.– V. 38.– P. 1247–1254.

Thompson G.G., Mace P.M. 1997. The evolution of precautionary approaches to fisheries management with focus on the United States // NAFO SCR Doc. 97/26.– 14 p.

Thompson W.F., Bell F.H. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery.2. Effect of changes in intensity upon to total yield and yield per unit of gear // Rep.Int.Fish. (Pacific Halibut) Comm.– V. 8.– 49 p.

Tomlinson P.R. 1970. A generalization of the Murphy catch equation // J. Fish. Res. Board Canada.– V.27.– P. 821–825.

Ultang Q. 1980. Factors affecting the reaction of pelagic fish to exploitation and requiring a new approach to assessment and management // Rapp. P.-V. Reun.Cons.int.Explor.Mer.– V. 177.– P. 489–504.

UN. 1995. Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks // UN General Assembly Annex 3, A/CONF. 164/37, 8 September 1995.– P. 45–81.

UNCED. 1992. Convention on Biological Diversity // United Nations Conference on Environment and Development, United Nations Environment Programme (UNEP).– 52 p.

Verhulst P.F. 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son acroissement//Corres. Math. Phys.– V. 10.– P. 113–121.

Volterra V. 1928. Variations and fluctuations of the number of individuals in animal species living together // J.Cons. Intern. Explor. Mer.– V. 3.– P. 3–51.

Walter G.G. 1973. Delay-differential equation models for fisheries//J.Fish. Res. Board Canada.– V. 30.– P. 939–945.

Walter G.G. 1975. Graphical methods for estimating parameters in simple models of fisheries // ICNAF Res.Doc.75/51.– p. 13.

Walter G.G. 1978. A surplus yield model incorporating recruitment and applied to a stock of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) / J.Fish.Res.Board Canada.– V. 35.– P. 229–234.

Walter G.G. 1976. Non-equilibrium regulation of fisheries // ICNAF, Selected Pap.– V. 1.– P. 129–140.

Walters C., Pears P.H. 1996. Stock information requirments for quota management systems in commercial fisheries // Reviews in Fish Biology and Fisheries.– N. 6.– P. 21–42.

Приложение I

ОСНОВНЫЕ МЕЖДУНАРОДНЫЕ ДОКУМЕНТЫ ПО ПРЕДОСТОРОЖНОМУ ПОДХОДУ

СОГЛАШЕНИЕ ООН ПО СОХРАНЕНИЮ И УПРАВЛЕНИЮ ТРАНСГРАНИЧНЫМИ ЗАПАСАМИ И ЗАПАСАМИ ДАЛЕКО МИГРИРУЮЩИХ ВИДОВ РЫБ (UNO, 1995)

Статья 6. **Применение предосторожного подхода**

1. Государства должны широко применять предосторожный подход к сохранению, управлению и эксплуатации трансграничных запасов рыб и запасов далеко мигрирующих рыб для того, чтобы защитить живые морские ресурсы и морскую окружающую среду.
2. Государства должны быть более осторожны, если информация неопределенна, ненадежна или недостоверна. Отсутствие достоверной научной информации не должно служить причиной для отсрочки или непринятия мер по сохранению и управлению биоресурсами.
3. При внедрении предосторожного подхода Государства должны:
   a) совершенствовать процедуру принятия решений для охраны и управления рыбными ресурсами путем получения и обмена наилучшей имеющейся научной информацией и внедрения улучшенных процедур анализа рисков и неопределенности;
   b) применять рекомендации, перечисленные в Приложении II, и определять на основе наилучшей имеющейся научной информации ориентиры управления, характерные для каждого отдельного запаса, а также меры, которые должны быть предприняты, если эти ориентиры будут превышены;
   c) принимать во внимание, среди прочего, неопределенности, связанные с величиной и продуктивностью запасов, ориентиров управления, состоянием запаса относительно этих ориентиров управления, уровнями и распределением промысловой смертности и влиянием промысловой деятельности на нецелевые и ассоциированные или зависимые виды, а также с существующими и прогнозируемыми океаническими, экологическими и социально-экономическими условиями; и

   d) создавать массивы данных и научные программы для оценки влияния промысла на нецелевые и ассоциированные или зависимые виды и их экологическое окружение и принимать планы, необходимые для обеспечения сохранения таких видов и защиты их среды обитания.
4. Государства должны принимать меры, гарантирующие, что при достижении ориентиров управления, последние не будут превышены. В случае, если они все же превышены, Государства должны немедленно предпринять действия, определенные в параграфе 3(b), для восстановления таких запасов.
5. Если состояние запасов объектов специализированного промысла или нецелевых, или ассоциированных, или зависимых видов вызывает опасение, Государства должны осуществлять интенсивный мониторинг таких запасов, чтобы отслеживать их состояние и эффективность мер по сохранению и управлению. Государства должны регулярно пересматривать такие меры при поступлении новой информации.
6. При осуществлении новых или научно-исследовательских видов лова Государства должны как можно скорее принять осторожные меры по сохранению и управлению, включая, среди прочего, ограничения по уловам и промысловым усилиям. Такие меры должны оставаться в силе до тех пор, пока не будут получены необходимые данные, позволяющие оценить влияние этих промыслов на долговременную устойчивость запасов, после чего должны быть внедрены меры по сохранению и управлению, основанные на этой оценке. Указанные меры должны, насколько это возможно, способствовать постепенному развитию этих видов лова.
7. Если какое-то природное явление оказывает существенное негативное влияние на состояние трансграничных запасов рыб или запасов далеко мигрирующих видов рыб, Государства должны принять неотложные меры по сохранению и управлению, чтобы промысловая деятельность не усугубила это негативное влияние. Государства должны принимать такие меры безотлагательно, если промысловая деятельность представляет серьезную угрозу устойчивости этих запасов. Неотложные меры должны быть временными и основываться на лучших из имеющихся научных данных.

Приложение II: **Руководство по применению предосторожных ориентиров для сохранения и управления трансграничными запасами рыб и запасами далеко мигрирующих видов рыб**

1. Предосторожный ориентир — это оценка некоторой величины, которая получена с помощью согласованной научной процедуры, соответствует состоянию данного запаса и промысла и может быть использована в качестве руководства для регулирования рыболовства.
2. Следует применять два типа предосторожных ориентиров управления: ориентиры сохранения, или граничные ориентиры, и ориентиры регулирования, или целевые ориентиры. Граничные ориентиры устанавливают пределы, предназначенные для сдерживания промысла в безопасных биологических границах, внутри которых запасы могут продуцировать максимальный устойчивый улов. Целевые ориентиры предназначены для осуществления целей регулирования.
3. Предосторожные ориентиры должны быть свойственны конкретному запасу, учитывая, среди прочего, его репродуктивную способность, способность к восстановлению, характеристики промысла, эксплуатирующего данный запас, а также другие источники смертности и основные источники неопределенности.
4. Стратегии регулирования должны быть нацелены на поддержание или восстановление промысловых популяций, а там, где это необходимо, — популяций ассоциированных или зависимых видов, до уровней, соответствующих предварительно согласованным предосторожным ориентирам. Такие ориентиры должны использоваться для того, чтобы приводить в действие предварительно согласованные меры по сохранению и управлению запасами. Стратегии регулирования должны включать меры, которые могут вводиться при достижении этих ориентиров.
5. Стратегии регулирования рыболовства должны гарантировать, чтобы риск превышения граничных ориентиров был крайне низок. Если запас упал ниже уровня граничного ориентира или существует риск падения запаса ниже этого ориентира, то должны быть предприняты действия по сохранению и управлению запасом, чтобы содействовать его восстановлению. Стратегии регулирования рыболовства должны гарантировать, что в среднем целевые ориентиры не будут превышены.
6. Если информация, необходимая для определения ориентиров, плохая или отсутствует, должны устанавливаться временные (предварительные) ориентиры. Временные ориентиры могут устанавливаться по аналогии с похожими, но лучше изученными запасами. В таких случаях необходимо усилить наблюдение за промыслом, чтобы обеспечить пересмотр временных ориентиров, когда будет получена более полная информация.
7. Коэффициент промысловой смертности, который порождает максимальный устойчивый улов, должен рассматриваться в качестве минимальной меры для граничных ориентиров. Для запасов, которые не переловлены, стратегии регулирования промысла должны обеспечить, чтобы промысловая смертность не превысила уровень, который соответствует максимальному устойчивому улову, и чтобы биомасса не упала ниже заранее определенного порогового уровня. Для переловленных запасов биомасса, которая продуцирует максимальный устойчивый улов, может служить целью восстановления запаса.

КОДЕКС ВЕДЕНИЯ ОТВЕТСТВЕННОГО РЫБОЛОВСТВА (FAO 1995)

Статья 7. Регулирование рыболовства

Раздел 7.5. Предосторожный подход

§ 7.5.1. Государства должны широко применять предосторожный подход к сохранению, управлению и эксплуатации живых водных ресурсов в целях их защиты и охраны окружающей водной среды. Отсутствие достаточной научной информации не должно служить причиной для отсрочки или непринятия мер по сохранению и управлению биоресурсами.

§ 7.5.2. Осуществляя предосторожный подход, Государства должны, среди прочего, учитывать неопределенности, связанные с величиной и продуктивностью запасов, ориентирами управления, состоянием запасов относительно этих ориентиров, уровнями и распределениями промысловой смертности и влиянием промысла (включая выбросы) на нецелевые, ассоциированные и зависимые виды, а также с состоянием окружающей среды и социально-экономическими условиями.

§ 7.5.3. На основе наилучших из имеющихся научных данных Государства, субрегиональные и региональные организации и участники договоренностей, осуществляющие регулирование рыболовства, должны, среди прочего, определять для эксплуатируемых запасов:

а) целевые ориентиры управления и, одновременно, — действия, которые следует предпринять, если они будут превышены;

б) граничные ориентиры управления и одновременно — действия, которые следует предпринять, если они будут превышены; при приближении к граничному ориентиру должны быть предприняты меры, гарантирующие, что он не будет превышен.

§ 7.5.4. При организации новых или экспериментальных промыслов Государства должны как можно скорее принять осторожные меры по сохранению и управлению, включая, среди прочего, ограничения по уловам и промысловым усилиям. Такие меры должны оставаться в силе до тех пор, пока не будут получены необходимые данные, позволяющие оценить влияние этих промыслов на долговременную устойчивость запасов, после чего должны быть внедрены меры по сохранению и управлению, основанные на этой оценке. Указанные меры должны, насколько это возможно, способствовать постепенному развитию этих промыслов.

§ 7.5.5. Если какое-то природное явление оказывает существенное негативное влияние на состояние трансграничных запасов рыб или запасов далеко мигрирующих видов рыб, Государства должны принять неотложные меры по сохранению и управлению, чтобы промысловая деятельность не усугубила это негативное влияние. Государства должны принимать такие меры безотлагательно, если промысловая деятельность представляет серьезную угрозу устойчивости этих запасов. Неотложные меры должны быть временными и основываться на лучших из имеющихся научных данных.

Раздел 7.6. Меры по управлению

§ 7.6. Государства должны обеспечить соответствие разрешенного уровня добычи состоянию промысловых биоресурсов.

Статья 12. Рыбохозяйственные исследования

§ 12.13. Государства должны содействовать использованию результатов научных исследований в качестве основы для установления целей управления запасами, ориентиров и критериев эффективности управления, а также для обеспечения адекватной связи между прикладными исследованиями и регулированием рыболовства.

Приложение II

Ориентиры управления. Терминология и значения

(по Gabriel and Mace, 1999)

	Ориентир[6]	ИКЕС[1]	НАФО[2]	США[3]
Название	Граничный	Граничный	Граничный	Пороговый
	Пороговый	Предосторожный	Буферный	Предосторожно-целевой
	Целевой	Целевой	Целевой	Целевой
Ориентиры управления по промысловой смертности RP(F)	Граничный	$F_{lim}=F_{crash}$, F_{loss}, F_{med} (левая ветвь)	$F_{lim} = F_{MSY}$, F_{max}, F_{med}, $F_{30\%\ SPR}$	$F = Min\ (F_{MSY}, F_{\%SPR}, F_{0.1}, F{=}M) = MFMT$[4]
	Пороговый	$F_{pa} = F_{lim}\ e^{-2S}$, F_{lpg}, F_{med}	$F_{buf} = F_{lim}\ e^{-2S}$, M, 0.5 F_{MSY}	F = 0.75 MFMT
	Целевой	–	F_{tr} (по согласованию с менеджерами)	$F_{OY} < F_{MSY}$
Ориентиры управления по нерестовой биомассе RP(SSB)	Граничный	$B_{lim} = B_{loss}$, MBAL	$B_{lim} = B_{loss}$, MBAL , 0.2 B_{max} (B_{max} — по результатам съемок)	$B = Max\ (0.5B_{MSY}, B \rightarrow B_{MSY}$ за 10 лет) = MSST[5]
	Пороговый	$B_{pa} = B_{loss}$, $B_{lim}\ e^{+2S}$	$B_{buf} = B_{lim}\ e^{+2S}$, 0.75 B_{MSY} или 0.5 B_{max} (B_{max} — по результатам съемок)	–
	Целевой	–	$B_{tr} = B_{MSY}$	B_{OY}

1) [ICES, 1998, 1999]

2) [NAFO, 1999, 2000]

3) [NMFS, 1998]

4) MFMT — максимальный (пороговый) уровень промысловой смертности.

5) MSST — минимальный (пороговый) уровень биомассы нерестового запаса.

6) Исходные названия ориентиров [Garcia, 1995].

Приложение III

Некоторые рекомендуемые биологические ориентиры
(по ICES, 1997, адапт.)

Обозначение	Определение	Требуемая для оценки исходная информация
F_{max}	F, соответствующий максимуму кривой Y/R	Средние массы особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам
$F_{0.1}$	F, при котором наклон кривой Y/R составляет 10% ее наклона в начале координат	Средние массы особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам
F_{MSY}	F, соответствующий точке максимума (MSY) на кривой устойчивого улова	Ряды данных по уловам, уловам на усилие (усилиям) или: средние массы особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам, зависимость «запас–пополнение»
$F^*_{0.1}$	F, при котором наклон кривой устойчивого улова составляет 10% ее наклона в начале координат	Ряды данных по уловам, уловам на усилие (усилиям) или: средние массы особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам, зависимость «запас–пополнение»
F_{crash}	F, соответствующий пересечению кривой устойчивого улова с осью ординат (F>0) или наклону касательной к кривой запас–пополнение в начале координат	Средние массы особей по возрастам, средние доли половозрелых особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам
$F_{k\%}$	F, соответствующий k% величины SSB/R при отсутствии промысла	Средние массы особей по возрастам, средние доли половозрелых особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам
F_{LOSS}	F, соответствующий обратной величине R/SSB для наименьшей наблюденной величины нерестового запаса	Средние массы особей по возрастам, средние доли половозрелых особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам

Приложение III (окончание)

Обозначение	Определение	Требуемая для оценки исходная информация
F_{med}	F, соответствующий обратному значению 50-го процентиля наблюденной величины R/SSB	Ряды значений нерестового запаса и пополнения, средние массы особей и средние доли половозрелых особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам
B_{MSY}	Биомасса, соответствующая максимальному устойчивому улову (MSY)	Ряды данных по уловам, уловам на усилие (усилиям) или средние навески по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам, зависимость «запас–пополнение»
MBAL	Биомасса нерестового запаса, ниже которой возрастает вероятность снижения пополнения	Ряды данных по величине нерестового запаса и пополнения
$B_{50\%R}$	Величина нерестового запаса, при которой среднее пополнение составляет 50% максимума кривой запас–пополнение	Зависимость запас-пополнение
$B_{90\%R,\ 90\%Surv}$	Величина нерестового запаса, соответствующая пересечению 90-го процентиля наблюденного коэффициента выживания (R/SSB) и 90-го процентиля наблюденных значений R	Ряды данных по величине нерестового запаса и пополнения
$B_{20\%B_{vir}}$	Величина нерестового запаса, соответствующая 20% биомассы запаса до начала промысла (B_{vir})[1]	Средние навески по возрастам, средние доли половозрелых особей по возрастам, естественная смертность, распределение промысловой смертности по возрастам, зависимость «запас–пополнение»
B_{LOSS}	Наименьшая наблюденная величина нерестового запаса	Ряд значений биомассы нерестового запаса

[1] B_{vir} определяется по кривой запас–пополнение как биомасса нерестового запаса, соответствующая точке пересечения этой кривой с линией замещающего уровня для F=0, или по кривой SSB/R для $R=\overline{R}$ и F=0.

Приложение IV

Основные различия между традиционным и предосторожным подходами к управлению промысловыми запасами с помощью ОДУ

Традиционный подход	Сопоставляемые особенности	Предосторожный подход
Адаптивное управление без учета неопределенности	I. Тип управления	Адаптивное управление с учетом неопределенности
Весь диапазон возможных состояний запаса	II. Область управления	Диапазон биологически безопасных состояний запаса
Единая схема управления на всем диапазоне возможных состояний запаса	III. Схема управления	Зональная схема управления, предусматривающая различные режимы регулирования промысла в зависимости от текущего состояния запаса
Целевой ориентир управления по интенсивности промысла (критерий регулирования)	IV. Ориентиры управления	Целевые, буферные и граничные ориентиры управления по интенсивности промысла и по биомассе запаса

Приложение V

КРАТКИЙ СЛОВАРЬ ТЕРМИНОВ

Адаптивное управление запасами — управление, позволяющее вносить коррективы в тактику реализации принятой для данного запаса стратегии эксплуатации по мере поступления новой информации о состоянии запаса и тенденциях его изменения (см. *Управление с обратной связью*).

Аккумулированное промысловое усилие — суммарная величина промыслового усилия, затраченного за определенный период времени (обычно за год).

Анадромные виды — виды рыб и других водных животных, совершающих нерестовые миграции из морей в пресноводные водоемы; большую часть жизни проводят в море.

Ассоциированные виды — объекты промысла, устойчиво входящие в видовой состав уловов, полученных с помощью конкретного способа или типа орудия лова в конкретном промысловом районе.

Биологическая безопасность запаса — одно из важнейших условий рационального рыболовства, согласно которому все основные показатели состояния эксплуатируемого запаса должны поддерживаться на уровне, не нарушающем процесс воспроизводства и другие жизненно важные для существования запаса биологические процессы.

Биологические ориентиры — (здесь) устойчивые биологические характеристики запаса, которые используются в качестве опорных (реперных) точек для оценки его текущего состояния и планируемых результатов промысла; биологические ориентиры обычно выражаются в единицах биомассы и промысловой смертности.

Биологическое разнообразие — многообразие живых организмов, являющихся частью земных, морских и пресноводных экосистем, а также их комплексов; различают внутривидовое, межвидовое биоразнообразие и биоразнообразие экосистем.

Буферные ориентиры управления — ориентиры управления, определяющие область биологически безопасного управления по биомассе и интенсивности промысла с учетом неопределенности.

Воспроизводительная способность запаса — способность запаса к воспроизводству по численности или биомассе.

Воспроизводство — процесс восстановления запаса за счет пополнения и весового роста особей; если за определенный период (обычно за год) прирост запаса превышает его естественную убыль, воспроизводство называется расширенным, если равен убыли — простым или компенсационным.

Воспроизводство по биомассе — см. *Воспроизводство.*

Воспроизводство по численности — процесс восстановления численности запаса путем размножения; различают естественное и искусственное воспроизводство.

Граничные ориентиры управления — ориентиры управления, определяющие область биологически безопасного управления по биомассе и интенсивности промысла без учета неопределенностей.

Далеко мигрирующие виды — виды рыб и других водных животных, совершающих протяженные миграции, сопоставленные с размерами океанов.

Динамика численности запаса — изменение численности запаса во времени (обычно по годам).

Единица запаса — популяция или устойчивая во времени пространственно-обособленная ее часть, имеющая самостоятельное промысловое значение; единица управления промысловыми биоресурсами.

Зависимость запас–пополнение — зависимость численности пополнения от величины (численности или биомассы) родительского стада или количества отложенной икры.

Зависимые виды — виды, между которыми существуют тесные экологические связи (например, трофические), обуславливающие взаимозависимость динамики численности этих видов.

Имитационное моделирование — процесс разработки математической модели реального процесса и выполнения на ее основе численных экспериментов с целью определения наиболее вероятных вариантов развития данного процесса на заданную перспективу.

Интенсивность промысла — мера промыслового воздействия на запас, обычно выражаемая в единицах промысловой смертности или промыслового усилия.

Катадромные виды — виды рыб и других водных животных, совершающих нерестовые миграции из пресноводных водоемов в моря; большую часть жизни проводят в пресноводных водоемах.

Коэффициент промысловой убыли — см. *Коэффициент эксплуатации.*

Коэффициент улавливаемости — промысловая смертность, приходящаяся на единицу промыслового усилия.

Коэффициент эксплуатации — отношение годового улова к величине промыслового запаса в начале того же года.

Максимальный устойчивый улов (MSY) — улов, численно равный теоретически возможному максимуму годовой прибавочной продукции данного запаса при равновесных условиях.

Меры регулирования рыболовства — способы ограничения промыслового воздействия на запас с целью его рационального использования.

Миграция — пространственное перемещение популяции или ее части; в зависимости от причин и характера перемещений различают нагульные, нерестовые, сезонные и др. виды миграций.

Минимальный биологически приемлемый уровень (MBAL) — величина биомассы *нерестового запаса*, ниже которой заметно возрастает вероятность появления малоурожайного поколения.

Наилучшие научные данные — наиболее достоверные из имеющихся данные, которые могут быть использованы для решения практических задач (в частности, для оценки запасов и ОДУ).

Накопленное промысловое усилие — см. *Аккумулированное промысловое усилие.*

Неопределенность — неполнота знаний об объекте исследования; ошибка оценки параметра.

Нерестовый потенциал запаса — качественная характеристика способности запаса к воспроизводству по численности в конкретный год; при оценке нерестового потенциала принимается во внимание возрастной и половой состав нерестового запаса, численность и физиологическое состояние производителей.

Общая продукция запаса — прирост биомассы запаса, продуцированный им за определенный период времени, обычно за год, без вычета потерь от естественных причин.

Общий допустимый улов (ОДУ) — научно обоснованная величина годового промыслового изъятия из единицы запаса, соответствующая ее текущему состоянию и принятой для этого запаса стратегии эксплуатации; основная мера регулирования промысла. (Термин «Общий допустимый улов» является точным аналогом англоязычного «Total Allowable Catch (TAC)»; в отечественную научную литературу и нормативные документы вошел под аббревиатурой ОДУ).

Общий коэффициент промысловой смертности — средневзвешенное значение коэффициента промысловой смертности в данный год промысла; обычно усреднение выполняется по возрастным группам, наиболее полно представленным в улове.

Ориентиры управления — биологические ориентиры и функционально связанные с ними количественные характеристики промысла (напр., возможный улов, промысловое усилие), которые служат для обоснования и реализации стратегии рационального промыслового использования данного запаса (см. *Биологические ориентиры*).

Остаток — (мат.) разность между наблюденным и теоретическим (расчетным) значениями рассматриваемой величины.

Перелов биологический — общепринятое определение отсутствует; обычно используется как синоним термина *перелов по росту* или *по пополнению*.

Перелов по пополнению — состояние запаса, когда в результате чрезмерно интенсивного промысла его половозрелая часть снижается до уровня, при котором урожайность последующих поколений устойчиво опускается ниже среднемноголетнего уровня; ситуация, когда подорванный промыслом запас теряет устойчивость, т.е. способность к расширенному воспроизводству по численности.

Перелов по росту — состояние запаса, когда чрезмерно интенсивный промысел приводит к значительному омоложению запаса, уменьшая тем самым величину будущих уловов из-за недоиспользуемого потенциала весового роста особей; устойчивость запаса при этом сохраняется.

Перелов экономический — состояние запаса, когда интенсивность промысла превышает уровень, обеспечивающий получение максимальной устойчивой прибыли или достижение какого-либо другого долгосрочного экономического ориентира.

Переловленный запас — (в зависимости от контекста) запас, текущее значение биомассы и/или промысловой смертности которого находится за пределами области, ограниченной соответствующими ориентирами управления.

Переполнение промысла — ситуация, когда технические возможности промысла, определяемые количеством и производительностью используемых добывающих единиц (судов, орудий лова и т.д.), превышают уровень, необходимый для освоения ОДУ или квоты вылова данного объекта промысла в данном промысловом районе.

Подорванный запас — запас, биомасса которого опустилась ниже уровня соответствующего граничного ориентира; запас, потерявший свое промысловое значение из-за низкой продуктивности.

Популяция — самовоспроизводящаяся генетически однородная совокупность особей, населяющих определенный водоем или его часть.

Правило регулирования промысла — (здесь) правило оценки рекомендуемой интенсивности рыболовства, формализованное в виде непрерывной функции биомассы запаса или ее индекса.

Предосторожный — прилагательное для определения «мер или действий, предпринимаемых заранее, чтобы предотвратить возможную опасность, ошибку и т.д»[1]; прилагательное для определения «меры, предусмотрительно принятой для ограждения от какой-либо опасности»[2].

[1] Webster's New World Dictionary of the American Language. Cleveland and New York. The World Publishing Company. 1970.– 882 p.

[2] Словарь русского языка (в 4-х томах). АН СССР. Гос.изд.илюстр. и нац.словарей.– М., 1959.– Т. 3.– С. 504.

Предосторожный подход к оценке ОДУ — совокупность правил и принципов оценки общего допустимого улова как основного управляющего параметра в рамках предосторожного подхода к управлению рыболовством.

Предосторожный подход к управлению рыболовством — современная философия рационального использования промысловых биоресурсов в условиях неопределенности; основан на принципе предосторожности и концепции устойчивого развития.

Прибавочная продукция запаса — см. Чистая продукция.

Принцип предосторожности — один из наиболее радикальных принципов охраны окружающей среды, согласно которому любая хозяйственная деятельность, признанная потенциально опасной для здоровья человека или окружающей среды, должна быть запрещена, пока не будут получены неопровержимые научные доказательства несостоятельности этого априори сделанного предположения.

Продуктивность запаса — скорость воспроизводства численности или биомассы запаса.

Продукция — (здесь) прирост биомассы запаса за счет пополнения и индивидуального весового (соматического) роста особей за определенный период времени.

Промысловое усилие — мера физических промысловых затрат; в расчетах обычно используется накопленное за год промысловое усилие, выраженное, например, через продолжительность промысловых операций или их количество; если на промысле используются разные типы орудий лова, общее усилие приводится к одному из них, принятому за стандартное.

Промысловые биоресурсы — (здесь) популяции (запасы) гидробионтов, являющиеся объектами рыболовства.

Промысловый остаток — общая численность (биомасса) рыб промыслового размера, выживших к концу промыслового сезона; величина промыслового запаса в конце года.

Промысловый сезон — период времени, в течение которого разрешен (осуществляется) промысел данного объекта (объектов) в данном районе данными орудиями лова.

Равновесные условия — гипотетические условия, при которых все факторы (природные и антропогенные, включая промысел), влияющие на динамику запаса, считаются уравновешенными.

Рациональное использование рыбных ресурсов — научно обоснованная форма промыслового использования рыбных ресурсов, позволяющая максимально полно реализовывать поставленные перед рыболовством социально-экономические цели без ущерба для биологической безопасности эксплуатируемых ресурсов.

Рациональное рыболовство — см. *Рациональное использование рыбных ресурсов.*

Рациональный — разумный; обоснованный; отвечающий определенной цели.

Регулирование рыболовства — научно обоснованное нормирование промыслового воздействия на запас в рамках осуществления заранее принятой стратегии его рационального использования.

Режим восстановления запаса — щадящий промысловый режим, способствующий увеличению биомассы эксплуатируемого запаса до уровня целевого ориентира управления.

Режим устойчивого рыболовства — (здесь) промысловый режим, характеризующийся постоянной интенсивностью промысла, равной целевому ориентиру управления.

Репродуктивная способность запаса — способность запаса к воспроизводству численности.

Репродуктивный потенциал запаса — качественная характеристика репродуктивной способности запаса (например, высокий, низкий репродуктивный потенциал) (см. *Нерестовый потенциал запаса*).

Риск — уровень неопределенности в предсказании результата; (здесь) вероятность нежелательных последствий для запаса или промысла в результате осуществления конкретной стратегии регулирования.

Робастность модели — устойчивость модели к ошибкам во входных данных.

Смертность — понятие, характеризующее темп убыли запаса или его структурных частей (возрастных и размерных групп) в результате гибели особей; в зависимости от причин убыли различают естественную, промысловую и общую смертность; смертность обычно выражают в единицах мгновенного коэффициента смертности (размерность: 1/год), или коэффициента убыли (размерность: % или доля).

Сохранение живых ресурсов — (здесь) управление запасами промысловых гидробионтов, направленное на восстановление эксплуатируемых запасов и целых экосистем до устойчивого состояния и поддержание их в этом состоянии.

Стратегия рыболовства — долговременный план достижения заранее определенной цели промыслового использования данного запаса.

Сырьевая база рыболовства — совокупность общих допустимых уловов, установленных для всех эксплуатируемых запасов рыб и нерыбных объектов промысла в конкретном районе, регионе, исключительной экономической зоне (ИЭЗ) и т.д. на конкретный календарный год.

Текущее значение параметра — значение параметра на момент рассмотрения; в зависимости от контекста текущим может считаться как ретроспективное, так и прогнозное значение параметра.

Трансграничный запас — запас, ареал которого выходит за пределы исключительной экономической зоны (ИЭЗ) одного государства, распространяясь на зоны соседних прибрежных государств и/или на открытую часть моря.

Улов на единицу промыслового усилия — 1) показатель (индекс) величины или плотности промыслового запаса; 2) промысловая производительность определенного типа орудия лова для данного объекта рыболовства в конкретном районе и в конкретный сезон промысла.

Улов на усилие — см. *Улов на единицу промыслового усилия.*

Управление по интенсивности промысла — управление запасами, при котором управляющим параметром является промысловое усилие.

Управление по улову — управление запасами, при котором управляющим параметром является улов (общий допустимый улов).

Управление промысловыми гидробионтами — целенаправленное воздействие на промысловые биоресурсы для решения долговременных задач социально-экономического, природоохранного или политического характера; осуществляется с помощью регулирования рыболовства.

Управление с обратной связью — управление промысловыми запасами, при котором выход системы запас–промысел функционально связан с ее входом, что позволяет корректировать управляющее воздействие с учетом наблюдаемых изменений состояния запаса (см. *Адаптивное управление запасами*).

Устойчивое использование[1] — использование природных биоресурсов, которое не приводит к продолжительному сокращению биоразнообразия; достигается путем поддержания продуктивности отдельных компонентов эксплуатируемых экосистем на уровне, способном удовлетворить потребности... настоящего и будущих поколений.

Устойчивое развитие[2] — эксплуатация природных ресурсов, подразумевающая управление ресурсами, их сохранение, а также совершенствование технологии и организации использования ресурсов для достижения и продолжительного удовлетворения потребностей нынешнего и будущих поколений; устойчивое развитие сохраняет природные ресурсы земли, воды, растительного мира, является экологически неразрушительным, технологически приемлемым, экономически выгодным и социально оправданным.

---

[1] Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro. 1992.

[2] FAO Council. 94th Session. Rome. 1988.

Устойчивость запаса — свойство запаса сохранять способность к расширенному воспроизводству.

Устойчивость эксплуатируемой экосистемы — способность экосистемы сохранять свою исходную видовую структуру, а также все функциональные связи между отдельными ее элементами.

Устойчивый промысел — промысловое использование запаса, при котором обеспечиваются необходимые биологические условия для стабилизации интенсивности промысла на уровне, отвечающем целям эксплуатации запаса.

Целевой промысловый вид — объект специализированного промысла.

Целевые ориентиры управления — ориентиры управления, характеризующие оптимальное состояние системы запас–промысел по биомассе и интенсивности рыболовства с точки зрения выбранной цели регулирования.

Цель регулирования рыболовства — планируемый конечный результат регулирования (например, максимизация среднемноголетнего вылова или прибыли от промысла в долгосрочном аспекте).

Чистая продукция запаса — прирост биомассы, продуцированный запасом за определенный период времени (обычно за год) за вычетом потерь от естественных причин (см. *Прибавочная продукция*).

Чрезмерная эксплуатация — устойчивое превышение, рекомендуемого уровня интенсивности промысла, способная привести запас в состояние биологического или экономического перелова.

Экосистема — единый динамический комплекс функционально связанных между собой сообществ растений, животных, микроорганизмов и их абиотического окружения.

Эффективное промысловое усилие — накопленное за определенный период (обычно за год) промысловое усилие, функционально связанное с величиной вызванной им промысловой смертности.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение 5
1. Традиционный подход к управлению промысловыми биоресурсами 7
1.1. Общие принципы управления промысловыми запасами 7
1.2. Концепция общего допустимого улова (ОДУ) 10
1.3. Представление об адаптивном управлении запасами 12
2. Предосторожный подход к управлению промысловыми биоресурсами 15
2.1. Учет неопределенности при прогнозировании ОДУ 17
2.1.1. Неопределенность как ошибка оценки параметра 20
2.1.2. Неопределенность как вероятность случайного события 24
2.2. Ориентиры управления 26
2.2.1. Функции ориентиров управления в предосторожном подходе 29
2.2.2. Оценка граничных и целевых ориентиров управления 32
2.2.3. Оценка буферных ориентиров управления 47
2.3. Правило регулирования промысла (ПРП) 51
2.3.1. Эволюция правила регулирования промысла 52
2.3.2. Практические версии правила регулирования промысла 57
2.3.3. Ограничение промысла при низкой численности запаса 71
3. Методология предосторожного подхода к оценке ОДУ 75
3.1. Общие требования к процедуре обоснования ОДУ 75
3.2. Влияние качества информационного обеспечения расчетов на выбор процедуры оценки ОДУ 80
3.3. Прогнозирование ОДУ при разных уровнях информационного обеспечения расчетов 82
3.3.1. Прогнозирование ОДУ на основе когортных моделей 82
3.3.2. Прогнозирование ОДУ на основе продукционных моделей 88
3.3.3. Реализация предосторожного подхода при дефиците исходной информации 94
4. Методико-математическое обеспечение предосторожного подхода к оценке ОДУ 97
4.1. Построение равновесных продукционных кривых 97
4.1.1. Анализ улова и биомассы на рекрута (Y/R- и SSB/R- анализ) 97
4.1.2. Продукционные модели 106
4.1.3. Модели запас–пополнение 121
4.1.4. Статическая продукционная модель с возрастной структурой 131

4.2. Моделирование динамики запаса 134
4.2.1. Методы когортного анализа 134
4.2.2. Динамические продукционные модели 141
4.2.3. Методы экстраполяции временных рядов 144
4.3. Количественный анализ неопределенности 149
4.3.1. Метод Монте-Карло 150
4.3.2. Метод бутстрепа 154
Заключение 161
Литература 163
Приложения:
I. Основные международные документы по предосторожному подходу 172
II. Ориентиры управления. Терминология и значения 177
III. Некоторые рекомендуемые биологические ориентиры 178
IV. Основные различия между традиционным и предосторожным подходами к управлению промысловыми запасами с помощью ОДУ 180
V. Краткий словарь терминов 181

Contents

Preface 5
1. Conventional approach to fishery resources management 7
1.1. General principles of fishing stock management 7
1.2. Total Allowable Catch (TAC) concept 10
1.3. Conception of stock adaptive management 12
2. Precautionary approach to fishery resources management 15
2.1. TAC and uncertainty 17
2.1.1. Uncertainty as an error in assessment of a parameter 20
2.1.2. Uncertainty as a probability of a random event 24
2.2. Reference points 26
2.2.1. Functions of reference points at precautionary approach 29
2.2.2. Assessment of limiting and target reference points 32
2.2.3. Assessment of buffer reference points 47
2.3. Harvest Control Rule (HCR) 51
2.3.1. Evolution of Harvest Control Rule 52
2.3.2. Practical versions of Harvest Control Rule 57
2.3.3. Fishery restriction at low stock abundance 71
3. Methodology of precautionary approach to TAC assessment 75
3.1. General reqirements to TAC assessment 75
3.2. Effect of quality of the data on the choice of TAC assessment procedure 80
3.3. TAC forecasting for different levels of information support 82
3.3.1. TAC projections based on cohort analysis 82
3.3.2. TAC forecasting on the basis of production models 88
3.3.3. TAC forecasting in the case of shortage of information required 94
4. Technique of precautionary approach to TAC assessment 97
4.1. Equilibrium curves fitting 97
4.1.1. Yield- and biomass-per-recruit analysis (Y/R- and SSB/R analysis) 97
4.1.2. General production models 106
4.1.3. Stock-recruitment models 121
4.1.4. Age-structured production model 131
4.2. Stock dynamics modelling 134
4.2.1. Methods of cohort analysis 134
4.2.2. Dynamic production models 141
4.2.3. Methods of time series extrapolation 144
4.3. Quantitative analysis of uncertainty 149

4.3.1. Monte Carlo method 150
4.3.2. Bootstrap method 154
Conclusion 161
Literature 163
Appendices:
I. Basic international documents on precautionary approach 172
II. Reference points. Terms and meanings 177
III. Some recommended biological reference points 178
IV. Differences between traditional and precautionary approaches to fisheries management by TAC 180
V. Glossary of special terms 181

Бабаян Владимир Константинович

Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ)

Анализ и рекомендации по применению

Заведующая редакцией *Г.П. Короткова*
Художественный редактор *Е.Э. Дятлова*
Корректор *А.П. Саркисян*
Компьютерная верстка *И.И. Алиевой*

ЛР № 020636 от 30.09.97

Подписано в печать 28.12.2000. Формат 60×84 1/16.
Печ.л. 12. Тираж 300 экз. Заказ № 202

Издательство ВНИРО
107140, Москва, ул. Верхняя Красносельская, 17
Тел.: (095) 264-65-33
Факс: (095) 264-91-87

Отпечатано в типографии ОАО «Внешторгиздат»,
127576, Москва, ул. Илимская, 7.