

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 597–55.087
639.215.2

**ПРИМЕНЕНИЕ ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ПРИ ОЦЕНКЕ
ОБЩЕГО ДОПУСТИМОГО УЛОВА**

© 2015 г. В. В. Меншуткин, Н. А. Егорова

*Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства,
Санкт-Петербург, 199053
E-mail: egorovanet@gmail.com*

Поступила в редакцию 25.03.2015 г.

Предлагается использование компьютерных имитационных моделей популяций рыб при оценке величин общедопустимого улова. Показано, что существующие методы расчета общедопустимого улова, часто в неявной форме, используют понятие модели популяции промысловой рыбы. Устанавливается связь между процедурой оценки общедопустимого улова и теорией оптимального управления сложными системами. Рассматриваются опыты применения моделей с шумящими параметрами, применения математической теории игр, теории дуального управления, а также методов искусственного интеллекта применительно к задаче оценки общедопустимого улова.

Ключевые слова: общий допустимый улов, имитационная модель, популяция рыб, оптимальное управление.

ВВЕДЕНИЕ

«Общий допустимый улов — это биологически приемлемая для запаса величина годового вылова, соответствующая долгосрочной стратегии рационального промыслового использования этого запаса» (Бабаян, 2000. С. 10). Рассмотрим эту формулировку с точки зрения теории оптимального управления сложными системами (Лернер, Розенман, 1970). Правомочность такого рассмотрения основана на том, что популяцию промысловой рыбы можно считать сложной системой (Ляпунов, 1968). Общий допустимый улов (ОДУ), как справедливо отмечает Бабаян (2000), выполняет две функции. С одной стороны, это критерий оптимизации промысла, который необходимо максимизировать при определенных ограничениях. С другой стороны, это управляющее воздействие на популяцию промысловой рыбы, так как реализация ОДУ предусматривает соответствующий выбор интенсивности промысла и селективности орудий лова.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В терминах теории оптимального управления задачу определения ОДУ можно сформулировать следующим образом. Требуется установить такие режимы промыслового воздействия на популяцию промысловой рыбы, которые обеспечили бы максимальный вылов при гарантированном сохранении состояния облавливаемой популяции, обеспечивающего получение максимального вылова в течение длительного времени. Это требует дополнительных уточнений.

В приведенной формулировке ничего не говорится о достижении популяцией промысловой рыбы стационарного, т.е. неизменного во времени, состояния, хотя многие практические способы определения ОДУ, например метод Руденко (2014а), основаны именно на этом предположении. К принятию такого решения есть, по крайней мере, две причины. Во-первых, для установления факта нахождения конкретной популяции в стационарном режиме необходим длительный

ряд наблюдений при гарантии стационарности внешних воздействий на популяцию как со стороны промысла, так и со стороны окружающей среды. Выполнить такое условие на практике бывает крайне трудно. Во-вторых, для популяций рыб с коротким жизненным циклом (например, для корюшки или горбуши) характерным является режим автоколебаний численности и возрастной структуры. В такой ситуации говорить о постоянных во времени величинах ОДУ не приходится. Эти величины должны быть неизбежно согласованы с текущими состояниями популяции.

Другое уточнение формулировки определения ОДУ заключается в установлении тех данных и предположений, на основании которых осуществляется это определение. В классической теории рыболовства (Баранов, 1918; Ricker, 1954; Бивертон, Холт, 1969) при определении оптимальных режимов промысла предполагалось, что динамика популяции промысловой рыбы точно описывается принятыми дифференциальными или конечно-разностными уравнениями, все параметры которых (например, коэффициенты естественной и промысловой смертности, параметры функции воспроизводства) постоянны и известны. На практике эти предположения, как правило, не выполняются. Коэффициенты естественной смертности оказываются существенно зависящими не только от возраста рыб, но и от переменного воздействия хищников и колебаний условий среды обитания. Даже, казалось бы, непогрешимые дифференциальные уравнения динамики численности и биомассы рыб оказываются не способными отобразить такое привычное для ихтиологов явление, как разнокачественность особей внутри возрастной группы (Поляков, 1962). Эти и многие другие необходимые оговорки приводятся в систему, если при формулировке задачи определения ОДУ использовать понятие модели (Меншуткин, 2010).

В качестве примера рассмотрим метод, предложенный Руденко (2014а). Этот подход основан на представлении о том, что

из годовой продукции каждой возрастной группы промысел может извлекать только биомассу рыб, которая останется после сохранения такого количества рыбы, которое необходимо для сохранения стационарности всей популяции.

Программная реализация была протестирована по данным для окуня в оз. Рачкова (Руденко, 2014а). Для сравнения была создана модель популяции окуня, обитающего в этом озере, причем был использован моделирующий алгоритм, разработанный для окуня озера Тюленье (Меншуткин, Жаков, 1964). Параметры функции воспроизводства окуня были подобраны таким образом, чтобы обеспечить постоянство во времени структуры популяции. Промысловое воздействие на популяцию окуня было принято по результатам расчета ОДУ.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты тестирования представлены на рис. 1. Действительно, величина вылова совпадает с величиной ОДУ, рассчитанной по методу Руденко (18,1 кг/га). Биомасса популяции окуня сохраняется постоянной в течение 20 лет. Эти результаты свидетельствуют о том, что идеи, положенные в основу рассматриваемого метода, правильно отражены в созданной программе.

Как уже указывалось выше, в основу метода Руденко положено предположение о стационарности во времени облавливаемой популяции промысловой рыбы. На практике такое наблюдается не так уж часто. Особенно это относится к популяциям окуня, в которых вследствие каннибализма могут произойти изменения численности особей. Сопряженность программы расчета ОДУ с моделью популяции окуня позволяет посмотреть, к каким результатам приведет определение ОДУ и его практическая реализация при несоблюдении условий стационарности. Например, увеличение естественной смертности, величина которой в явном виде не используется в расчете ОДУ, существенно снижает биомассу популяции и выловы. Так, вместо рас-

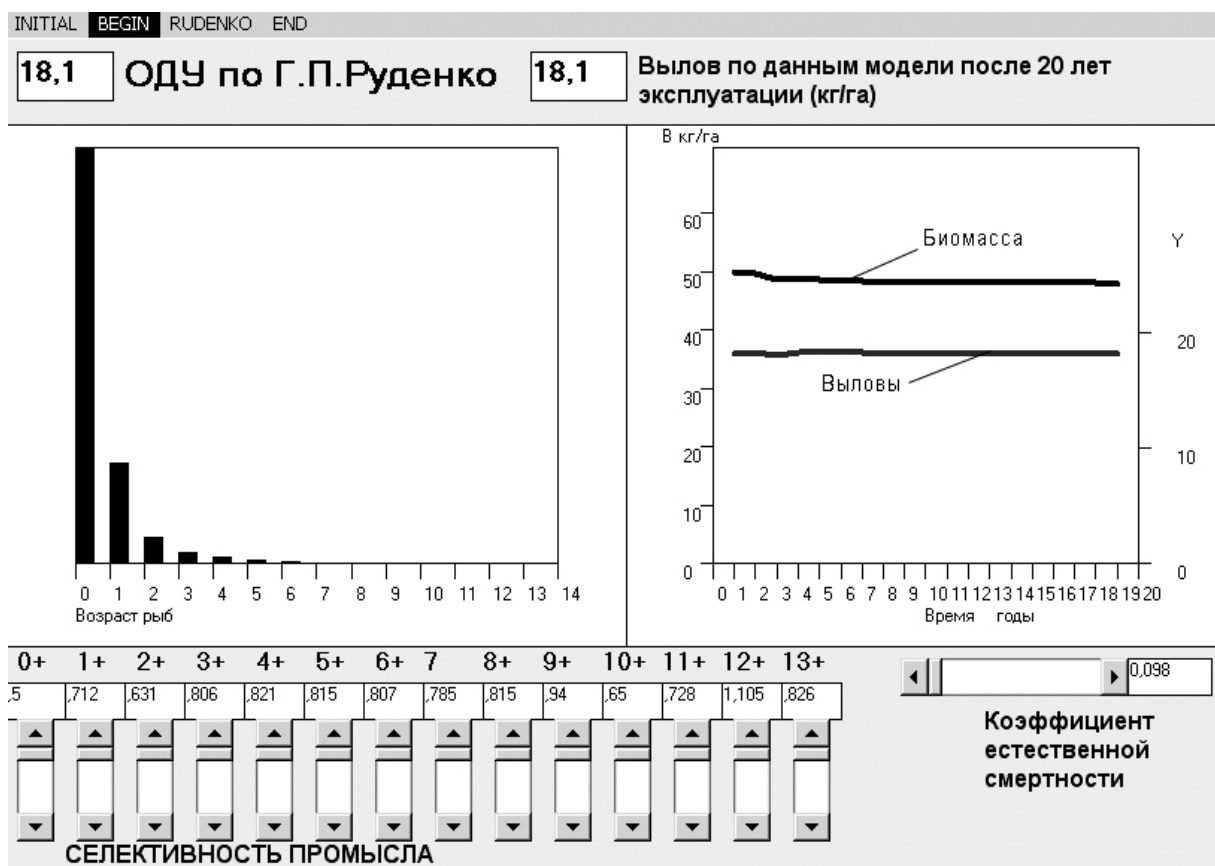


Рис. 1. Интерфейс программы «Определение общего допустимого улова».

считанных 18,1 кг/га можно получить через 20 лет только 4,3 кг/га. Наоборот, снижение естественной смертности приводит к увеличению вылова.

Смысл проделанных компьютерных экспериментов заключается не только в том, чтобы наглядно показать область применимости метода определения ОДУ по Руденко. Исследование модели облавливаемой популяции рыб позволяет показать как то, что должно произойти на практике при точном выполнении рекомендаций (что редко бывает по разным причинам), так и то, что может произойти при тех или иных отклонениях от этих рекомендаций. Эти отклонения могут происходить как из-за недостаточной точности исходных данных, так и в силу особенностей применяемых методик расчета ОДУ.

Действительно, современная трактовка задачи оптимального управления сложной системой оказывается невыполнимой без вве-

дения понятия модели управляемой системы (Бусленко, 1968; Моисеев, 1979). Булгакова (2009) описала примеры непосредственного использования моделей в практике рыбохозяйственных исследований. Собственно модельный подход использовался и в классической теории рыболовства, только там в качестве моделей применяли относительно простые дифференциальные уравнения, которые допускали получение решения в виде аналитических формул (Криксунов, 1991). Но уже Бивертон и Холт (1969) столкнулись с таким положением, при котором даже небольшое усложнение исходной модели (введение зависимости естественной смертности от возраста рыб) приводит к необходимости перехода к численному решению дифференциальных уравнений, что без использования электронных вычислительных машин весьма трудоемко и на практике нереально. Именно это обстоятельство привело к использованию

имитационных моделей популяций рыб для оценки ОДУ (Меншуткин, Жаков, 1964; Larkin; Hourston, 1964). За это время наметились два направления развития моделей популяций рыб, условно можно назвать эти пути как развитие вглубь и вширь.

Первый путь был отмечен усложнением и уточнением структуры самой модели. Фиксированный темп роста рыбы по эмпирическим данным или формуле Берталанфи стали заменять переменным, зависящим от питания и внешних условий. Функция воспроизводства многократно совершенствовалась и уточнялась (Бобырев и др., 2012). Коэффициент естественной смертности уточнялся при помощи введения в модель отношения «хищник-жертва». Кардинальные изменения в моделировании популяций промысловых рыб произошли в связи с применением объектно-ориентированного метода построения моделей (Grimm et al., 1996). От возрастных и размерных групп рыб перешли к рассмотрению судьбы каждой рыбы в отдельности. Такой переход был бы невозможен без бурного развития вычислительной техники. Объектно-ориентированный подход открыл возможность моделирования изменений генетического состава популяций рыб (Меншуткин, 2001). Этот подход позволил подойти к моделированию пространственного распределению особей в популяции, миграциям рыб, их поведению и взаимодействию с орудиями лова. Прогресс в области теории управления сложными стохастическими системами открыл возможность анализа процессов прогнозирования и управления популяциями промысловых рыб.

Другой путь (развитие вширь) пошел по пути перехода от моделирования изолированной популяции промысловой рыбы к моделированию сообществ рыб (Крогиус и др., 1969). Другое расширение заключалось во введении в модель кормовой базы рыб. Этому в значительной степени способствовало развитие моделирования популяций и сообществ зоопланктонных и бентосных организмов (Казанцева, Смирнова, 1996).

В качестве примера модельного подхода к определению рациональных режи-

мов промыслового воздействия на рыбные запасы водоема с учетом не только процессов, происходящих в сообществе рыб, но и во всей экологической системе водоема, включая элементы гидрологических и гидрохимических взаимодействий, приведем блок-схему такой модели (рис. 2). Заметим, что в этой модели описываются различные по своей природе процессы: от термического режима водоема и баланса биогенных элементов до первичной продукции фитопланктона, динамики популяций зоопланктона и рыб. На рис. 2 процессы экологической системы водоема представлены в следующих частях — гидрологической, гидрохимической, гидробиологической и ихтиологической. Гидрологическая и гидрохимическая части объединены. В созданной модели были использованы следующие обозначения.

Гидрологическая часть. TA1 — TA4 — температура воздуха соответственно ранней весной, в период нагрева, в период охлаждения и осенью; WA1 — WA4 — скорость ветра соответственно ранней весной, в период нагрева, в период охлаждения и осенью; A1 — вскрытие озера от льда; A4 — установление ледяного покрова; T1 — T5 — температура подледного слоя воды, эпилимниона ранней весной, эпилимниона в период нагрева, эпилимниона в период охлаждения, подледного слоя воды после ледостава; TH1 — TH5 — температура глубинных слоев воды в зимний период, глубинных слоев воды в период весенней циркуляции, гипolimниона в период нагревания, гипolimниона в период охлаждения, глубинных слоев воды в период осенней циркуляции; CIR1, CIR4 — интенсивность весенней и осенней циркуляции осенней циркуляции.

Гидрохимическая часть. PA1 — PA4 — поступление фосфора с водосбора ранней весной, в период нагрева, в период охлаждения, осенью; OX1 — OX5 — концентрация кислорода в подледном слое воды, в эпилимнионе ранней весной, в эпилимнионе в период нагрева, в эпилимнионе в период охлаждения, в подледном слое воды после ледостава;

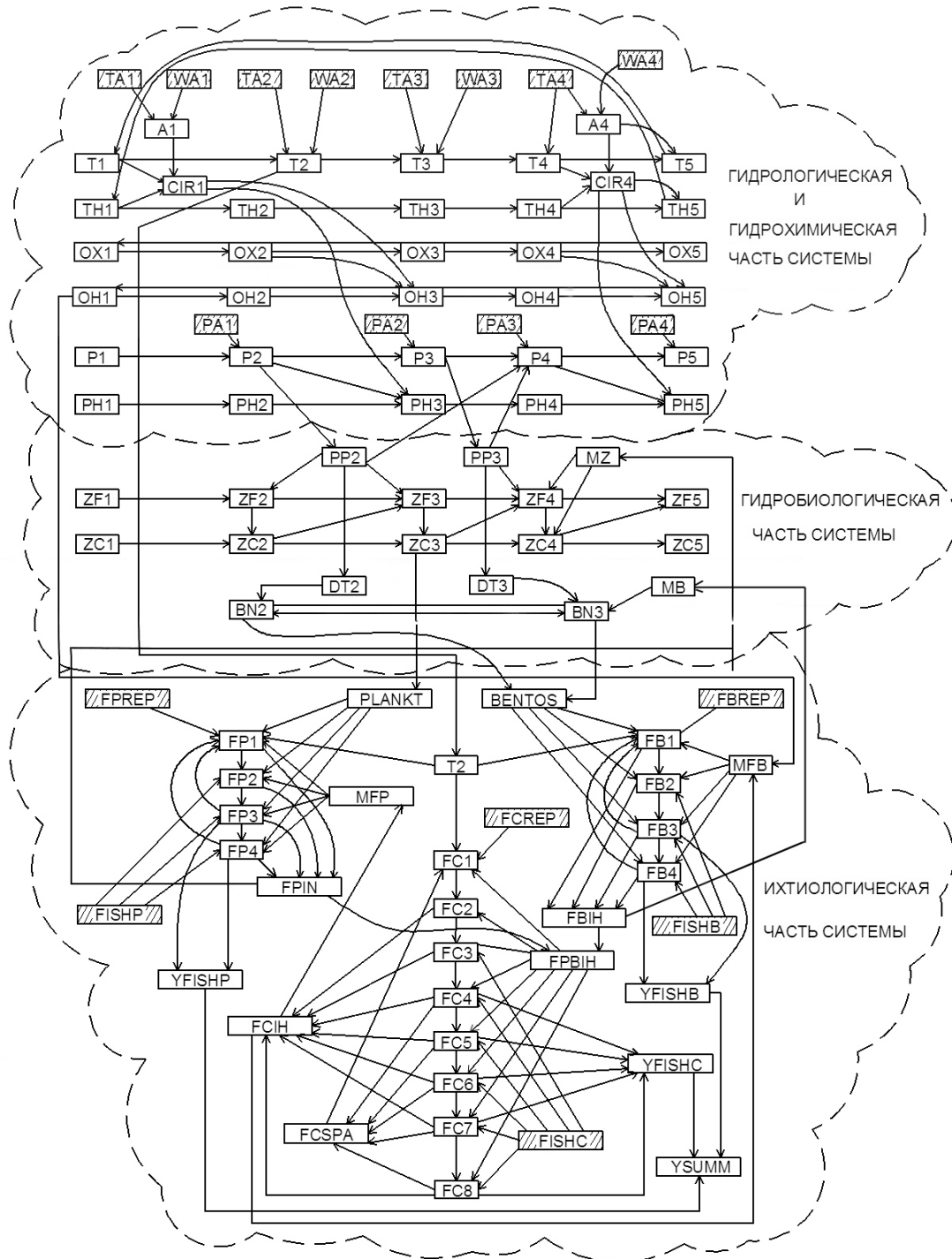


Рис. 2. Блок-схема модели озерной экологической системы, обозначения см. в тексте.

ОН1–ОН5 — соответственно концентрация кислорода в глубинных слоях воды в зимний период, в гипolimнионе ранней весной, в гипolimнионе в период нагрева, в гипolimнионе в период охлаждения, в глубинном слое воды после ледостава; P1–P5, PH1–

PH5 — концентрация неорганического фосфора в подледном слое воды, в эпимлионе ранней весной, в эпимлионе в период нагрева, в эпимлионе в период охлаждения, в подледном слое воды после ледостава, в глубинных слоях воды в зимний период, в гипolimнионе

ранней весной, в гипolimнионе в период нагрева, в гипolimнионе в период охлаждения, в глубинном слое воды после ледостава.

Гидробиологическая часть. PР2, PР3 — весенняя и осенняя продукция фитопланктона; ZF1—ZF5 — биомасса зоопланктонных фильтраторов в зимний период, в период весенней циркуляции, в период нагревания, в период охлаждения и в период осенней циркуляции; MZ, MB — смертность зоопланктона и бентоса; PLANKT — планктон как кормовая база рыб; ZC1—ZC5 — биомасса зоопланктонных хищников в зимний период, в период весенней циркуляции, в период нагревания, в период охлаждения, в период осенней циркуляции; DT2, DT3 — масса детрита, образовавшегося весной и осенью; BN2, BN3 — биомасса бентоса весной и осенью; BENTOS — бентос как кормовая база рыб.

Ихтиологическая часть. FP1—FP4 — рыбы-планктофаги в возрасте соответственно 0+, 1+, 2+, 3+; FPREP — условия воспроизводства рыб-планктофагов; FB1—FB4 — рыбы-бентофаги в возрасте 0+, 1+, 2+, 3+; FBREP — условия воспроизводства рыб-бентофагов; FC1—FC8 — хищные рыбы в возрасте 0+, 1+, 2+, 3+, 4+, 5+, 6+, 7+; FCSPA — нерестовое стадо хищных рыб; FCREP — условия воспроизводства хищных рыб; FISHP, FISHB, FISHC — промысел рыб-планктофагов, рыб-бентофагов и рыб-хищников; MFB, MFP — смертность рыб-бентофагов и рыб-планктофагов; FPIN, FBIN, FCIN — пищевые потребности рыб-планктофагов, бентофагов и хищников соответственно; FPBIN — общие пищевые потребности рыб-планктофагов и рыб-бентофагов; YFISHP, YFISHB, YFISHC — суммарный вылов рыб-планктофагов, рыб-бентофагов и рыб-хищников; YSUMM — суммарный вылов всех рыб.

Такой подход не позволяет использовать потоки вещества и энергии в качестве связующих звеньев всех элементов модели. Действительно, потоки энергии в тепловом балансе водоема отличаются на несколько порядков от потоков энергии в популяциях рыб

и находятся далеко за пределами точности определения элементов теплового или радиационного баланса водоема. Поэтому при разработке подобной модели пришлось использовать методы искусственного интеллекта (Рутковский, 2010), описание которых выходит за рамки настоящей работы. На рис. 2 демонстрируется пример сложности той структуры, с которой приходится сталкиваться при попытках применения экосистемного подхода при оценке ОДУ. Заметим, что все элементы этой модели, предназначенной специально для ихтиологов, по лимнологическим исследованиям описаны Китаевым (2007).

Следующий шаг — это переход к моделированию популяций промысловых рыб как неотъемлемых частей экологических систем водоемов. В этом случае понятие ОДУ входит во взаимодействие с понятием «ассимиляционного потенциала» водоема (Гусев, 1997). Под ассимиляционным потенциалом понимается способность водоема восстанавливать свое состояние после воздействия антропогенной нагрузки, например сброса загрязняющих веществ. Так был определен ассимиляционный потенциал Ладожского озера (Меншуткин и др., 2014), причем сделано это было при помощи имитационной модели экосистемы этого озера. Таким образом, ассимиляционный потенциал для водоема и ОДУ популяций промысловых рыб, населяющих этот водоем, представляют собой отображение единого процесса использования человеком природных ресурсов водоема. Если подходить к вылову рыбы, использованию водоема для нужд водного транспорта, рекреации и утилизации отходов жизнедеятельности населения и работы промышленных предприятий как к компонентам единого процесса оптимального управления сложной системой, то применение имитационного моделирования этой системы становится неизбежным (Меншуткин, 2005).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Смысл применения имитационных моделей при определении ОДУ заключается в том, что появляется совершенно реальный

объект — модель, с которой производятся все процедуры прогноза и оптимизации вылова. Эта модель может быть детерминированной и стохастической. В последнем случае при использовании моделей с шумящими параметрами реализуется то, что известно под понятием «предосторожного подхода» (Бабаян, 2000). Примером использования такого подхода, правда, не для популяции промысловой рыбы, а для экосистемы водохранилища, может служить работа Меншуткина (2003). Применение имитационной модели популяции промысловой рыбы открывает путь для использования методов математической теории игр для определения ОДУ. В терминах этой теории определение ОДУ фигурирует как нахождение оптимальной стратегии рыболовства в неантагонистической игре (иначе — игре с природой) в условиях неполной информации (Меншуткин, 1966).

Наличие имитационной модели при оценке ОДУ позволяет в каждом конкретном случае оценить степень достоверности полученных результатов путем сравнения функционирования модели с данными о динамике моделируемой популяции промысловой рыбы. Этот процесс называется идентификацией или настройкой модели. Наглядное и конкретное описание этого процесса дала Булгакова (2009). На примере определения ОДУ с помощью имитационной модели видно единство процессов исследования свойств популяции и промысловой эксплуатации. Действительно, идентификация и уточнение модели происходят в значительной степени за счет учета промысловой статистики прошлых лет. В теории оптимального управления сложными системами такой прием совершенствования модели в процессе эксплуатации носит название «дуального управления» и находит применение в технических приложениях (Фельдбаум, 1966). Одним из результатов применения теории дуального управления является рекомендация в начале эксплуатации системы при недостатке информации о самой системе и внешних воздействиях на нее сначала не стремиться к высокой эффективности, а использовать полученные данные для совершенствования модели объекта управ-

ления. Примечательно, что этот опыт, полученный в ходе проектирования и эксплуатации космической техники, почти полностью согласуется с рекомендациями Руденко (2014б) о полезности исследовательского тотального облова мелкочейистыми орудиями лова для оценки ОДУ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бабаян В.К. Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ): анализ и рекомендации по применению. М.: ВНИРО, 2000. 192 с.

Баранов Ф.И. К вопросу о биологических основаниях рыбного хозяйства // Изв. отд. рыболовства и науч. промысл. исследований. 1918. Т. 1. Вып. 1. С. 84–128.

Бивертон Р., Холт С. Динамика численности промысловых рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1969. 248 с.

Бобырев А.Е., Бурменский В.А., Криксунов Е.А. и др. Анализ колебаний численности популяций промысловых рыб в Псковско-Чудском озере // Биофизика. 2012. Т. 57. № 1. С. 140–145.

Булгакова Т.И. Регулирование многовидового рыболовства на основе математического моделирования. М.: ВНИРО, 2009. 252 с.

Бусленко Н.П. Моделирование сложных систем. М.: Наука, 1968. 355 с.

Гусев А.А. Ассимиляционный потенциал окружающей среды и система прав собственности на природные ресурсы // Экономика и математ. методы. 1997. Т. 13. № 3. С. 5–15.

Казанцева Т.И., Смирнова Т.С. Зоопланктон центральной части Ладожского озера (имитационная модель). СПб.: СПбЛТА, 1996. 58 с.

Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.

Криксунов Е.А. Теория динамики промысловых рыб. М.: МГУ, 1991. 78 с.

Крогиус Ф.В., Крохин Е.М., Меншуткин В.В. Сообщество пелагических

рыб озера Дальнее (опыт кибернетического моделирования). Л.: Наука, 1969. 86 с.

Лернер А. Я., Розенман Е. А. Оптимальное управление. М.: Энергия, 1970. 360 с.

Ляпунов А. А. Об изучении балансовых соотношений в биогеоценозе (опыт математического анализа) // Журн. общ. биологии. 1968. Т. 29. Вып. 6. С. 5–39.

Моисеев Н. Н. Математика ставит эксперимент. М.: Наука, 1979. 224 с.

Меншуткин В. В. Об оптимальной стратегии рыболовства // Вопр. ихтиологии. 1966. Т. 6. Вып. 1 (33). С. 3–13.

Меншуткин В. В. Модель облавливаемого стада рыб с учетом изменения генетической структуры популяции // Там же. 2001. Т. 41. № 5. С. 665–669.

Меншуткин В. В. Помехоустойчивость экологической системы водохранилища (модельное исследование) // Биология внутр. вод. 2003. № 1. С. 3–8.

Меншуткин В. В. Оптимальное управление экологической системой озера или водохранилища с целью получения наибольшей экономической выгоды от эксплуатации природных ресурсов водоема. СПб.: ЭМИ РАН, 2005. 172 с.

Меншуткин В. В. Искусство моделирования. Физиология, экология, эволюция. СПб.: ЭМИ РАН; ИВПС КарНЦ РАН, 2010. 419 с.

Меншуткин В. В., Жаков Л. А. Опыт математического моделирования характера динамики численности окуня в заданных экологических условиях // Озера Карельского перешейка. Л.: АН СССР, 1964. С. 140–155.

Меншуткин В. В., Руховец Л. А., Филатов Н. Н. Состояние и перспективы развития моделирования экосистем пресноводных озер // Использование моделей для решения задач сохранения их водных ресурсов. СПб.: Нестор-История, 2014. 119 с.

Поляков Г. Д. Приспособительная взаимосвязь изменчивости популяций рыб с условиями питания // Тр. ИМЖ РАН. 1962. Вып. 42. С. 5–63.

Руденко Г. П. Регулирование рыболовства с определением общего допустимого улова рыбы // Рыб. хоз-во. 2014а. № 2. С. 75–78.

Руденко Г. П. Численность рыб, ихтиомасса, продукция выживших рыб и управление рыбопродукционным процессом в пресноводных водоемах (методическое пособие). СПб.: ГосНИОРХ, 2014б. 106 с.

Рутковский Л. Методы и технологии искусственного интеллекта. М.: Горячая линия – Телеком, 2010. 520 с.

Фельдбаум А. А. Основы теории оптимальных автоматических систем. М.: Наука, 1966. 625 с.

Grimm V., Frank K., Jeltsch F. et al. Pattern-oriented modelling in population ecology // Sci. Total Environ. 1996. V. 183. P. 151–166.

Larkin P. A., Hourston A. S. A model for simulation of the population biology of Pacific Salmon // J. Fish. Res. Bd. Canada. 1964. V. 21. № 5. P. 1245–1265.

Ricker W. E. Stock and recruitment // Canad. J. Fish. Aquat. Sci. 1954. V. 11. № 5. P. 25–67.

APPLICATION OF SIMULATION FOR EVALUATING THE TOTAL ALLOWABLE CATCH

© 2015 y. V. V. Menshutkin, N. A. Egorova

State Research Institute on Lake and River Fisheries, St. Petersburg, 199053

It is offered to use computer simulation models of fish populations in the evaluation of the total allowable catch (TAC). It is shown that the existing methods for calculating TAC implicitly

use the concept of commercial fish population model. We establish a connection between the assessment procedure of the ТАС and theory of optimum governance of complex systems. Considered experience of application of models with the rustling parameters, applications of the mathematical theory of games, theories of dual management, and also methods of artificial intelligence in relation to a problem of an assessment the ТАС.

Keywords: Total allowable catch, simulation model, fish population, optimal management.