

ПРОМЫСЕЛ ГИДРОБИОНТОВ

УДК: 595.384.2:639.2 (268.45)

**СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ ЗАПАСА СЕВЕРНОЙ КРЕВЕТКИ
В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ**

© 2020 г. С. В. Баканев

*Полярный филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства
и океанографии (ПИНРО), Мурманск, 183038
E-mail: bakanev@pinro.ru*

Поступила в редакцию 27.02.2020 г.

В работе описано современное состояние оценки запаса северной креветки в Баренцевом море, а также рассмотрены трудности при оценке фактической промысловой биомассы, экологической емкости среды, максимального устойчивого вылова. Выполнен сравнительный анализ результатов с различными настройками продукционной модели, в том числе использующимися на рабочей группе ИКЕС по оценке запасов северной креветки (NIPAG). Абсолютная оценка запаса, а также оценка ОДУ, как производная от запаса и его скорости роста, в целом зависит не от исходных данных, а от наших экспертных соображений о емкости среды. Это объясняется, прежде всего, незначительным воздействием промысла на запас при существенной межгодовой изменчивости величины запаса по естественным причинам. Кроме того, существенная пространственная изменчивость ареала с многочисленными промысловыми скоплениями затрудняет моделирование запаса как единой популяции в системе «запас-промысел». В то же время возможен отказ от использования аналитической модели в пользу трендовых методов без серьезного ущерба для научных рекомендаций. При этом состояние запаса может оцениваться в контексте требований менеджмента для обеспечения долгосрочной устойчивой эксплуатации, а предоставляемые рекомендации вырабатываются на основе предосторожного подхода и парадигмы максимального устойчивого улова.

Ключевые слова: северная креветка, Баренцево море, оценка запаса, продукционная модель, байесовский подход.

ВВЕДЕНИЕ

Российский промысел северной креветки в Баренцевом море и сопредельных водах активно развивался с 70-х годов прошлого столетия (Беренбойм, 1992). В 80–90-х гг. прошлого века ежегодный вылов креветки российским флотом достигал 30–40 тыс. т. Однако с началом нынешнего тысячелетия наблюдалось снижение интереса российских рыбаков к этому объекту лова и в 2003–2012 гг. промысел был фактически прекращен. С 2013 г. наблюдается возобновление промысловой активности российских креветколовов. С 2017 г. отечественный вылов значительно увеличился (с 4 до 30 тыс. т), достигнув рекордных показателей в 2019 г.

С 2006 г. оценка популяционных и промысловых характеристик системы «запас-промысел» северной креветки Баренцева моря выполняется в рамках рабочей группы (РГ) NIPAG Международного совета по исследованию моря (ИКЕС). В качестве входных данных используются временные ряды уловов на усилия норвежского промысла, а также данные совместных российско-норвежских съемок (Hvingel, 2007). Инструментом оценки является стохастическая версия продукционной модели, в которой параметры оцениваются не только на основе фактических входных данных, но и на основе предположений об их возможных величинах (байесовский подход, Hvingel, Kingsley 2006). Такой комплексный под-

ход является вынужденной мерой, так как использование чистых входных данных не приводит к правдоподобным результатам при моделировании системы «запас-промысел». При этом оценка целевых ориентиров управления происходит в рамках самой модели (т.е. также основывается на субъективных предположениях), а граничные ориентиры выбираются экспертно (на основе рекомендаций ИКЕС для запасов, имеющих низкий уровень информационного обеспечения). Рекомендации по вылову вырабатываются на основе риск-анализа превышения граничных ориентиров. В то же время за всю историю такого подхода (с 2006 г.) фактический ежегодный международный вылов не превышал рекомендованный, а состояние запаса с 90-х годов прошлого столетия оценивалось как безопасное (с учетом оцененных граничных и целевых ориентиров). Поэтому существующий подход с методической точки зрения рассматривался группой NIPAG как приемлемый. В соответствии с предосторожными рекомендациями международный ежегодный вылов в 2015–2019 гг. рекомендован на уровне 70 тыс. т (ICES, 2019), что при запасе, оцененном выше 2 млн т, является весьма консервативным подходом. В то же время при интенсификации промысла и возможном выходе ежегодного вылова за рамки предосторожных рекомендаций NIPAG может возникнуть обоснованный вопрос о правомерности использования вышеописанного подхода и поиске альтернативных оценок системы «запас-промысел» для обоснования большей величины вылова.

Таким образом, активная эксплуатация запаса в последние годы послужила причиной подробного пересмотра как ретроспективных данных о состоянии популяции северной креветки в Баренцевом море, так и российской промысловой статистики. В данной работе рассматривается текущее состояние запаса и российского промысла, а также методы оценки системы «запас-промысел», применяемые для этой популяции как на РГ NIPAG, так и собственные подходы. В связи с этим решались следующие задачи:

- 1) сформировать репрезентативные массивы эмпирических данных по биологии и промыслу северной креветки в Баренцевом море;
- 2) оценить показатели промысла, полученные в ходе отечественного лова северной креветки за последние два десятилетия;
- 3) оценить популяционные характеристики и индексы биомассы, полученные в ходе экосистемных съемок;
- 4) в серии модельных экспериментов оценить преимущества и недостатки существующей оценки запаса северной креветки Баренцева моря, выполняемой РГ NIPAG;
- 5) оценить целесообразность использования модельного подхода к управлению запасом и выработать рекомендации по дальнейшему совершенствованию методов оценки и прогнозирования состояния запаса северной креветки в Баренцевом море.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В основу работы положены три ретроспективных массива данных: 1) данные отечественного промысла северной креветки в Баренцевом море в 2000–2019 гг.; 2) данные совместных российско-норвежских съемок в 2004–2019 гг.; 3) входные данные для модельных расчетов оценки динамики запаса и ориентиров управления, выполняемых в рамках Рабочей группы (РГ) ИКЕС по оценке креветки (NIPAG) за 1970–2019 гг.

Для формирования временных рядов промысловых данных использовали базу данных ПИПРО «Промысел», сформированную на основе судовых суточных донесений (ССД) ФГБУ «Центр системы мониторинга рыболовства и связи». Анализировали информацию по каждой промысловой операции, включая следующие характеристики: бортовой номер судна; дата операции; тип трала; продолжительность траления; тоннаж судна; координаты; глубина; вылов креветки (табл. 1).

Промысловая база данных содержала 18963 промысловые операции. Для стандартизации улова на усилие использована обобщенная линейная модель (Баканев, 2019), при этом каждой операции были присвоены

Таблица 1. Основные показатели российского промысла северной креветки в Баренцевом море в 2000–2019 гг.

Период промысла		Акватория района промысла, тыс. км ²	Кол-во		Производительность (СРУЕ), кг/ч		Вылов, тыс. т
год	месяц		судов	промысловых операций	Нестандартизированная	Стандартизированная	
2000	I–XII	157	91	21599	186	233	18,995
2001	I–XII	99	49	5839	176	226	5,708
2002	II–X	128	20	4319	171	228	3,751
2003	III–XII	90	19	3486	139	213	2,775
2004	II–XII	115	13	2268	168	222	2,410
2005	I, II, IV, V, VIII, IX, XII	28	5	211	221	271	0,434
2006	I	0,1	1	4	-	-	0,003
2007	IV, V	14	2	194	196	234	0,191
2008	V–IX	19	1	378	331	299	0,416
2013	III–VII, IX–XI	32	2	685	292	251	1,064
2014	III–IX	21	1	415	300	255	0,738
2015	I–XII	35	2	754	220	204	1,150
2016	II–XI	41	7	1426	313	283	2,490
2017	III–XII	45	8	1957	351	250	3,846
2018	I–XII	76	15	5391	419	278	12,559
2019	I–XII	83	23	10076	530	320	27,760

следующие категории (факторы): год, месяц, судно, тип трала, промысловый район, глубина. Кроме того, были проанализированы доступные ССД иностранного флота, добывавшего северную креветку в ИЭЗ России в 2011–2019 гг. (3175 операций исландских, норвежских и датских судов).

С 1982 г. для оценки состояния запаса северной креветки в Баренцевом море проводятся траловые научно-исследовательские съемки. Основными целями исследований являются оценка индекса биомассы запаса, определение биологического состояния популяции, а также ее распределения и размерного состава. Норвежские экспедиции проводились в 1982–2004 гг. и охватывали акватории ИЭЗ Норвегии и район арх. Шпицберген. В 1984–2002 гг. проводились также российские съемки, которые охваты-

вали акватории ИЭЗ России и район арх. Шпицберген.

Также с 2004 г. съемка баренцевоморского запаса северной креветки осуществляется в рамках комплексной российско-норвежской экосистемной съемки, которая ежегодно проводится по стандартной методике в летне-осенний период и охватывает большую часть акватории Баренцева моря. Площадь съемки в среднем составляет около 1500 тыс. км² (рис. 1). Ежегодно выполняется около 360 донных тралений по стандартной сетке от края континентального шельфа на западе до арх. Новая Земля на востоке, от побережья Норвегии и России на юге до кромки льда на севере (Olsen et al., 2007).

Оценка индекса общего запаса северной креветки выполнена методом площадей. Для этого район съемки (1,5 млн км²) раз-

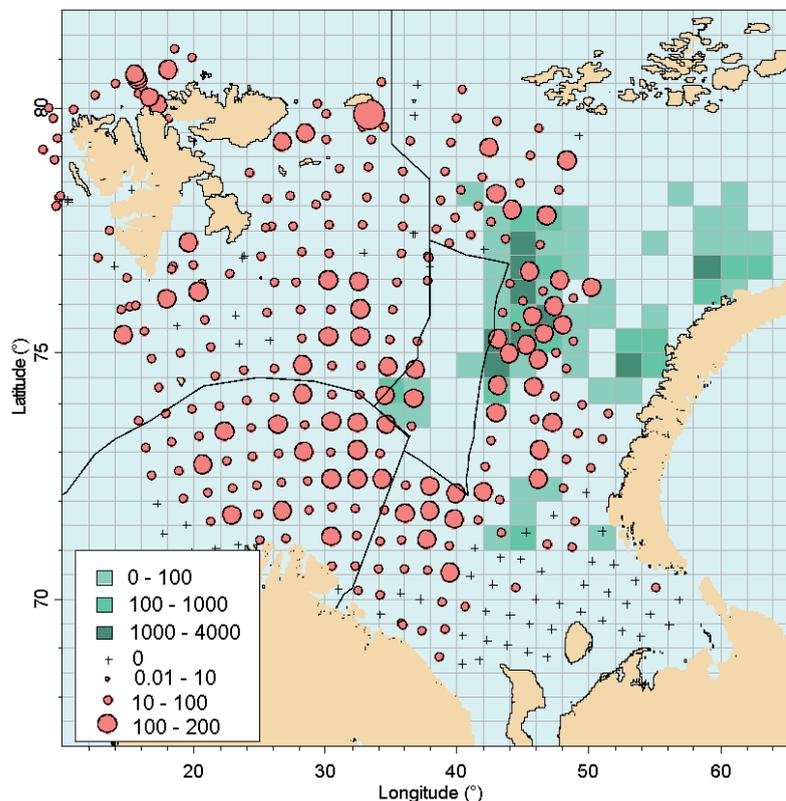


Рис. 1. Картограмма вылова северной креветки в ходе ее российского промысла (т, зеленые полигоны) и экосистемной съемки (кг/траление, красные круги) в Баренцевом море и сопредельных водах в 2019 г.

деляли на пять основных областей (страт), каждую из которых дополнительно подразделяли на шесть разноглубинных страт с шагом 100 м (от 0 до 600 м). Границы страт соответствовали контурам глубин, полученным из международной базы данных по батиметрии GEBCO (<http://www.gebco.net>). Площадь (км²) каждой страты была рассчитана в программе ArcGIS с использованием проекции равных площадей (Albers Equal-Area Conic). Расчеты индексов биомассы и численности северной креветки осуществлялись согласно стандартной методике, разработанной для стратифицированных съемок гидробионтов (Cochran, 1963). В 2019 г., как и в 2014 и 2018 гг., часть традиционной акватории съемки не была покрыта тралениями. Для расчета индекса биомассы на этой акватории были использованы данные тралений на этой же акватории, выполненные за три предыдущих года. Средний индекс за

эти три года включали в оценку общего индекса запаса, выполняемую в текущем году (табл. 2).

Оценка уловов северной креветки в ходе съемки производилась в рамках стандартной методики обработки улова. Для проведения биологического анализа случайным образом отбиралась навеска креветки массой 1 кг. При величине улова менее 1 кг, биологическому анализу подвергались все особи. Анализ включал в себя следующие операции: измерение длины (от глазной выемки до заднего края карапакса с точностью до 0,1 мм), определение пола и стадий зрелости гонад, стадии линьки (табл. 2).

Кроме того, в качестве входных данных для модельных экспериментов были использованы временные ряды индексов запасов и априорные распределения параметров стохастической продукционной модели, применяемой на NIPAG (Hvingel, 2019).

Таблица 2. Характеристика материала по северной креветке, собранного в ходе экосистемных съемок в Баренцевом море и сопредельных с ним водах в 2004–2019 гг.

Год	Количество			Индекс общей биомассы, тыс. т	Коэффициент вариации индекса, %
	донных тралений	тралений с уловом креветки	промеров креветки*		
2004	624	487	1245	365	9
2005	649	492	1190	527	23
2006	550	375	15567	605	8
2007	608	478	5439	474	7
2008	452	331	10178	354	9
2009	387	313	11403	424	10
2010	331	249	5309	597	9
2011	401	314	3063	547	9
2012	455	337	3467	602	8
2013	493	395	5387	512	7
2014	304	264	5012	380**	7
2015	335	248	5705	401	7
2016	311	236	8167	318	9
2017	350	269	2480	529	8
2018	235	169	2333	619**	10
2019	322	254	4489	782**	15

Примечание: * – в ИЭЗ России; ** – индекс восстановлен (см. пояснения в тексте).

Входной массив включает в себя следующие временные ряды: 1) стандартизированные уловы на усилие норвежского промысла в 1980–2019 гг.; 2) индексы запаса, оцененные по норвежским съемкам 1982–2004 гг.; 3) индексы запаса, оцененные по советско-российским съемкам 1984–2002 гг.

При этом осуществлен анализ результатов оценки запаса северной креветки в Баренцевом море, проводимой в рамках рабочей группы NIPAG, а также выполнен ряд альтернативных расчетов для выявления недостатков и преимуществ данного подхода.

Продукционная модель оценки запаса (Schaefer, 1954), используемая на рабочей группе NIPAG, реализована в рамках байесовского подхода моделирования системы пространства состояний (Hvingel, Kingsley, 2006; Schnute, 1994). Для снижения неопределенности, возникающей при

оценке «улавливаемости» (параметра шкалирующего индексы с биомассой), вводится относительный индекс P_t , полученный путем деления фактической величины биомассы (B_t) на биомассу, соответствующую MSY , т.е. максимальному устойчивому вылову (B_{MSY}). При этом уравнение процесса, описывающего динамику биомассы с учетом «ошибки процесса» (process error), выглядит так:

$$P_{t+1} = \left(P_t - \frac{C_t}{B_{MSY}} + \frac{2MSY \times P_t}{B_{MSY}} \left(1 - \frac{P_t}{2} \right) \right) \times \exp(v), \quad (1)$$

где P_t – отношение биомассы в году t к биомассе, соответствующей уровню MSY ($P_t = B_t / B_{MSY}$). В рамках диапазона варьирования биомассы запаса (B) относительная величина P будет равна 1 при $B_t = B_{MSY}$, а $P = 2$ будет соответствовать $B_t = 2B_{MSY}$. Вычислительная ошибка оценивания моде-

лируемой численности (v) имеет нормальное распределение со средним 0 и стандартным отклонением σ_v^2 .

Ненаблюдаемая переменная P_t может быть выражена через наблюдаемый показатель относительной численности ($Index_t$), т.е. индекса, рассчитанного по результатам исследовательской съемки или улова на усилии:

$$Index_t = q_{index} B_{MSY} P_t \times \exp(k), \quad (2)$$

Отношение индекса к реальной величине биомассы выражается через коэффициент улавливаемости q , а e^k — ошибка измерения индекса численности, имеющая нормальное распределение со средним 0 и стандартным отклонением σ_k^2 (Haddon, 2001).

В качестве индексов использовались:

1) ежегодный стандартизированный индекс улова на усилии норвежского промыслового флота ($CPUE_t$) в 1980–2019 гг.;

2) ежегодный индекс биомассы по норвежской съемке (NOR_t) в 1982–2004 гг.;

3) ежегодный индекс биомассы по российской съемке (RUS_t) в 1984–2005 гг.;

4) ежегодный индекс биомассы по российско-норвежской экосистемной съемке (ECO_t) в 2004–2019 гг.

Согласно рассмотренным выше уравнениям, для построения модели требуется оценить следующие параметры: максимальную возможную биомассу популяции при отсутствии промысла (K , емкость среды), коэффициенты улавливаемости, максимальную прибавочную продукцию или максимальный устойчивый вылов (MSY), отношение начальной биомассы к биомассе, соответствующей MSY (P_1), а также величины стандартных отклонений ошибок.

На момент настоящего исследования не имеется достоверных данных о величине емкости среды K для запаса северной креветки в Баренцевом море. Предположение о величине K на рабочей группе NIPAG основывалось на допущении о схожести экологических параметров запасов северной

креветки Баренцева моря и вод западной Гренландии (Hvingel, 2007, 2019). Прайер для K был оценен на основе предполагаемого апостериорного значения этого параметра для западно-гренландского запаса, медиана которого составляла 728 тыс. т с 95%-ным доверительным интервалом с границами 300 и 2500 тыс. т. Площадь Баренцева моря примерно в 3,4 раза больше, чем акватория распределения запаса северной креветки в водах западной Гренландии, и, следовательно, величина K для запаса западной Гренландии была умножена на 3,4. То есть априорное распределение K для запаса Баренцева моря оценивалось логнормальным распределением с медианой 2500 тыс. т с 95%-ным доверительным интервалом с границами 800 и 8000 тыс. т.

Априорное распределение K , оцененное на рабочей группе NIPAG, соответствовало высокоинформативному прайеру, т.е. при отсутствии воздействия промысла на запас параметры продукционной модели будут в большей степени зависеть от априорной оценки K , нежели от входных данных. Для оценки чувствительности модели к выбору параметров K в настоящей работе были также использованы два варианта оценки прайера K : 1) неинформативный, с равномерным распределением от 0,5 до 10 млн т; 2) информативный, аналогичный принятому в NIPAG; 3) информативный, значительно ниже принятого NIPAG, которое аппроксимировалось логнормальным распределением со средним значением 1000 тыс. т с 95%-ным доверительным интервалом с границами 300 и 3000 тыс. т.

На момент исследования не имеется достоверных данных о величине коэффициентов улавливаемости для индексов уловов на усилии при промысле северной креветки в Баренцевом море. Также нет достоверных данных о фактической величине биомассы промыслового запаса в Баренцевом море и коэффициентах, масштабирующих эту биомассу к индексам, рассчитанным по траловым съемкам. Когда заранее ничего не известно о параметре, одним из вариантов решения

проблемы может стать выбор равномерного распределения в качестве априорного (когда все возможные исходы случайной величины имеют равные вероятности). В данном случае распределение коэффициента улавливаемости будет ограничено лишь его физической сущностью, т.е. равновероятно находиться в области значений от 0 до 1. Математически такой малоинформативный прайер принято записывать как: $\ln(q) \sim \text{dunif}((-10;1)$, где dunif – равномерное распределение от -10 до 1 (таблица 3; Punt, Hilborn, 1997).

Согласно уравнению (1) параметры распределения MSY , как относительного прайера, определяются в основном емкостью среды K . Исходя из этого, распределение плотности вероятностей возможных значений MSY выбиралось с учетом распределения K . Однородное распределение MSY задавали в границах от 1 до 500 тыс. т. Нижняя граница определялась с учетом наиболее пессимистической оценки продуктивности запаса. Верхняя граница задавалась высокой, чтобы биологически правдоподобное апостериорное распределение параметра целиком вошло в априорное.

Как правило, допускается, что биомасса перед началом промысла $B_0 \approx K$ (или $P_0=2$), т.е. запас оценивается на максимальном уровне и в это время промысел существенно не влияет на динамику запаса. В модели на рабочей группе NIPAG принимается, что биомасса запаса (P_0) в 1969 г., была близка к K , поскольку промысел в то время ограничивался только прибрежными районами. Прайеру P_0 было присвоено нормальное распределение со средним значением $= 1,5$ и сигмой $= 0,26$, т.е. широкое распределение со средним значением между B_{MSY} и K (табл. 3).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Для оценки динамики биомассы было выполнено три прогона модели с различным предположением о величине емкости среды (K): 1) с ограничением предложенным рабочей группой NIPAG; 2) с ограничением K

в диапазоне близком к 1 млн т; 3) без ограничения (рис. 2).

Анализ результатов прогонов моделей показал, что при схожей динамике запаса его абсолютная величина (биомасса) в значительной степени зависит от априорного предположения о величине K . Ограничивая прайер K в диапазоне значений со средней в 2,5 млн т (оценка NIPAG, 1 вариант), величина биомассы при этом варьирует в пределах 2–3 млн т. Если же ограничение K установить в рамках близких к 1 млн т (2 вариант), то биомасса запаса изменяется в диапазоне 0,8–1,2 млн т. Отсутствие жестких ограничений K (3 вариант) приводит к значительному увеличению запаса с максимальными значениями в 5–6 млн т.

Таким образом, результаты прогонов показали, что выбор различных параметров распределения K дает значительные смещения в апостериорных оценках, что указывает на то, что оценка запаса главным образом базируется не на исходных данных, а на наших экспертных соображениях о максимальной величине запаса в отсутствии промысла, т.е. емкости среды K . С учетом того, что в настоящее время отсутствуют объективные данные о возможной величине K , к результатам оценки абсолютных величин биомассы необходимо относиться с определенной долей скепсиса и в большей степени полагаться на относительную динамику.

При прогоне модели с входными данными и параметрами, принятыми на рабочей группе NIPAG (рис. 3), были получены весьма сходные результаты оценок, учитывая стохастичную природу модели. Апостериорные значения K (2652 тыс. т) и MSY (190 тыс. т), рассчитанные NIPAG, имеют сходные показатели с нашими оценками K (2677 тыс. т) и MSY (192 тыс. т). Динамика запаса в основном варьировала в пределах 2–3 млн т, максимальные колебания в биомассе (1,5–3,5 млн т) были отмечены для 1984–1989 гг.

По нашим расчетам и расчетам NIPAG, на начало 2019 г. промысловый запас северной креветки в Баренцевом море

Таблица 3. Входные параметры модели оценки запаса северной креветки в Баренцевом море (распределение: *dunif* – равномерное, *dnorm* – нормальное, *dlnorm* – логнормальное, *dgamma* – гамма)

Параметры		Прайеры	
Наименование	Символ	Тип	Распределение
Емкость среды (1 вариант)	K	информативный	dlnorm (7,82; 3)
Емкость среды (2 вариант)		информативный	dlnorm (6,90; 3)
Емкость среды (3 вариант)		неинформативный	dunif (500; 10000)
Максимальный устойчивый вылов	MSY	относительный	dunif (1; 500)
Начальная биомасса в 1969 г.	P_0	информативный	dnorm (1,5;0.26)
КУ* для индекса CPUE	q_{CPUE}	низкоинформативный	$\ln(q_{CPUE}) \sim \text{dunif}(-10;1)$
КУ для индекса NOR	q_{NOR}	низкоинформативный	$\ln(q_{NOR}) \sim \text{dunif}(-10;1)$
КУ для индекса RUS	q_{RUS}	низкоинформативный	$\ln(q_{RUS}) \sim \text{dunif}(-10;1)$
КУ для индекса ECO	q_{ECO}	низкоинформативный	$\ln(q_{ECO}) \sim \text{dunif}(-10;1)$
Ошибка индекса CPUE	$1/\sigma_{CPUE}^2$	низкоинформативный	dgamma (0,001; 0,001)
Ошибка индекса NOR	$1/\sigma_{NOR}^2$	низкоинформативный	dgamma (0,001; 0,001)
Ошибка индекса RUS	$1/\sigma_{RUS}^2$	низкоинформативный	dgamma (0,001; 0,001)
Ошибка индекса ECO	$1/\sigma_{ECO}^2$	низкоинформативный	dgamma (0,001; 0,001)
Ошибка модели	$1/\sigma_{\rho}^2$	низкоинформативный	dgamma (0,001; 0,001)

Примечание: *КУ – коэффициент улавливаемости.

и сопредельных водах оценивается на уровне 3,1 млн т с 95%-ным доверительным интервалом от 1,5 до 4,5 млн т. Положительный тренд в 2016–2019 гг. в динамике биомассы обусловлен поведением двух временных рядов: индексов биомассы северной креветки по данным экосистемных съемок и промысловыми уловами на усилие.

Стоит отметить, что эти величины биомассы (B_t) на NIPAG не визуализируются и не рассматриваются, а учитывается динамика относительной биомассы (ρ_t , т.е. отношение биомассы B в году t к B_{MSY}). При этом для анализа связи динамики запаса

с интенсивностью промысла вначале строилась зональная диаграмма (рис. 4). Ось абсцисс, по которой отложена относительная биомасса, разбивается на три отрезка двумя точками, соответствующими пороговым состояниям популяции B_{MSY} и B_{lim} . Параметр B_{MSY} , являясь возможным целевым ориентиром управления, по продукционной модели равен 1326 тыс. т. На оси абсцисс, соответствующей относительной биомассе, величина B_{MSY} соответствует единице. Параметр B_{lim} является граничным ориентиром, ниже которого состояние запаса рассматривается как неблагоприятное. Величина B_{lim} в нашей ра-

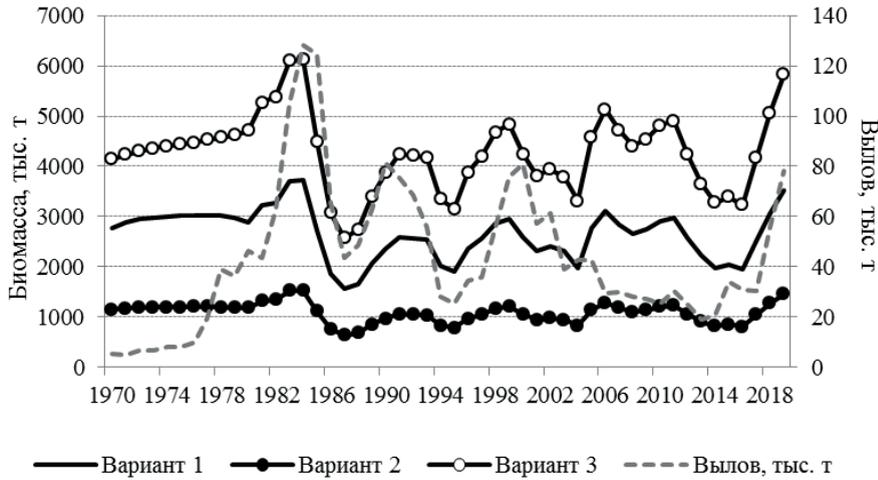


Рис. 2. Динамика международного ежегодного вылова и моделируемого запаса северной креветки в Баренцевом море в 1970–2019 гг., при различных вариантах априорного распределения параметра K (емкость среды, см. пояснения в тексте).

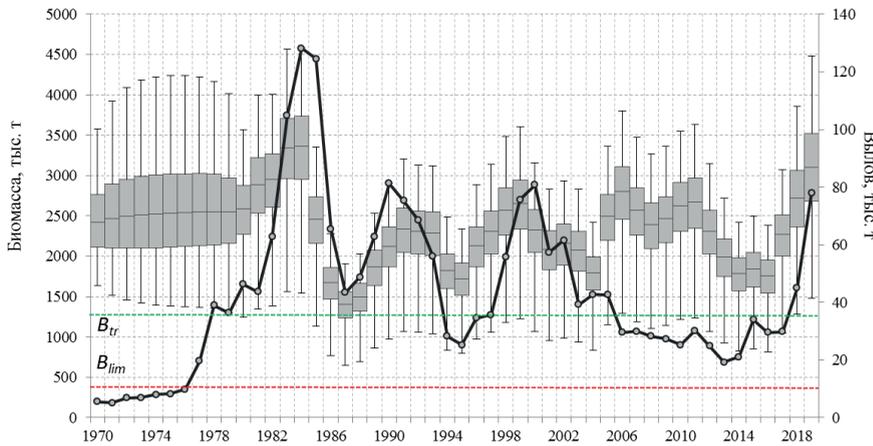


Рис. 3. Динамика биомассы промыслового запаса (тыс. т, диапазон квартилей с медианой и планками погрешностей) и международного вылова (тыс. т, линия) северной креветки в Баренцевом море и сопредельных водах в 1970–2019 гг.

боте равна 30% от B_{MSY} , что соответствует принятой схеме регулирования рыболовства в Северной Атлантике, при оценке запасов рыб и беспозвоночных по продукционным моделям (NAFO, 2004). Биологический смысл этого ориентира управления соответствует определению перелома по пополнению, т.е. такого состояния популяции, когда из-за низкой численности производителей продуцируемое ими пополнение не может компенсировать общую убыль запаса (Рикер, 1979).

Для оценки интенсивности эксплуатации популяции ось ординат, по которой отложена относительная смертность (F_t/F_{MSY}), разбивается на два отрезка точкой, соответствующей ориентиру F_{lim} . Величина F_{lim} является границей, превышение которой может привести к подрыву запаса. Величина F_{lim} в нашей работе принята равной F_{MSY} , что соответствует принятой схеме регулирования рыболовства в Северной Атлантике, при оценке запаса по продукционным моделям (NAFO, 2004).

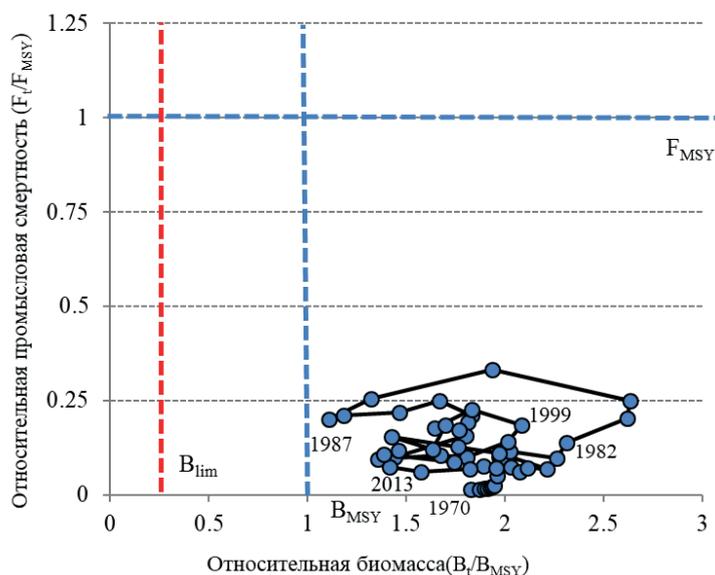


Рис. 4. Ежегодное соотношение относительной биомассы (B_t/B_{MSY}) к ежегодной смертности (F_t/F_{MSY}) в 1970–2019 гг. в зональном представлении области управления для запаса северной креветки в Баренцевом море.

Траектория соотношения медианных оценок (B_t/B_{MSY}) и (F_t/F_{MSY}) (рис. 4) начинается с 1970 г., когда биомасса была на достаточно высоком уровне ($1,8 \times B_{MSY}$), а эксплуатация незначительной. В 1982–1990 гг. промысловая смертность существенно увеличивается, однако относительный уровень эксплуатации находится на сравнительно низких показателях (около $0,25 \times F_{MSY}$), а биомасса не показывает признаков снижения. В последующие годы биомасса запаса оценивается выше, чем B_{MSY} ; промысловая смертность варьирует в диапазоне от 0,1 до 0,2.

Риск-анализ превышения ориентиров управления при различной эксплуатации запаса северной креветки в Баренцевом море в 2020 г. представлен в таблице 4. Согласно полученным результатам, риск уменьшения биомассы запаса ниже уровня B_{lim} невелик даже при возможном годовом общем вылове в Баренцевом море и сопредельных водах 200 тыс. т северной креветки.

Как видно на рисунке 5 способность нашей модели определить равновесную продукционную кривую не велика. Определение MSY требует более сильного влияния про-

Таблица 4. Риск-анализ превышения ориентиров управления при различной эксплуатации запаса северной креветки в Баренцевом море в 2020 г.

Возможный риск	Вылов, тыс. т							
	0	50	75	100	125	150	175	200
Уменьшение ниже B_{lim} ($0,3 B_{MSY}$), %	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5
Уменьшение ниже $B_{trigger}$ ($0,5 B_{MSY}$), %	0,5	0,7	0,8	0,9	1,1	1,3	1,5	1,7
Превышение F_{MSY} , %	0,0	10,0	17,2	25,1	33,2	41,2	48,9	56,0
Превышение $1,7 F_{MSY}$, %	0,0	4,9	9,0	13,4	18,3	23,3	28,5	33,8

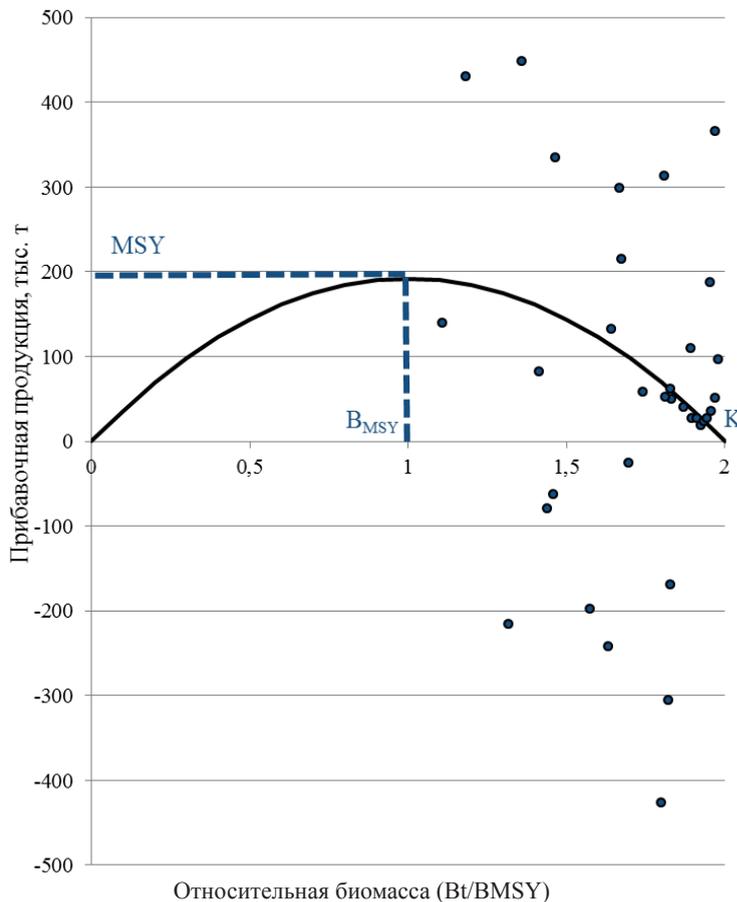


Рис. 5. Зависимость продукции от биомассы запаса, рассчитанная с использованием параметров модели (парабола) и модельных оценок биомассы и вылова (точки). Вершина параболы соответствует максимальной прибавочной продукции (MSY) при биомассе B_{MSY} .

мысла на запас. Однако можно предположить, что при наших представлениях о величине емкости среды и имеющихся данных об интенсивной эксплуатации запаса северной креветки в 1970–2018 гг. она может находиться в пределах 150–250 тыс. т. Возможно, что отклик популяции северной креветки в Баренцевом море на промысел происходит, но пока имеющийся уровень обеспеченности данными и оценочных процедур не позволяет определить его. Вероятно, существующие производственные резервы запаса смогут обеспечить в перспективе высокую степень его эксплуатации, и одновременно позволят отслеживать реакцию популяции на возросшие промысловые усилия.

Для оценки прогностических способностей производственной модели сравни-

вали два ряда отклонений за 2003–2017 гг. (рис. 6): 1) отклонение моделируемой биомассы в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ (прогноз); 2) отклонение моделируемой биомассы в году t от среднемноголетнего значения за предыдущие три года ($t-1, t-2, t-3$) (средний).

Сумма квадратов отклонений моделируемой биомассы в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ (1613615) оказалась несколько меньше суммы квадратов отклонений моделируемой биомассы в году t от среднемноголетнего значения за предыдущие три года (1854687). Однако разница в показателях статистически не значима (вероятность, соответствующая критерию Стьюдента 0,77, при $\alpha=0,05$), что свидетельствует о низкой прогностической способности модели в срав-

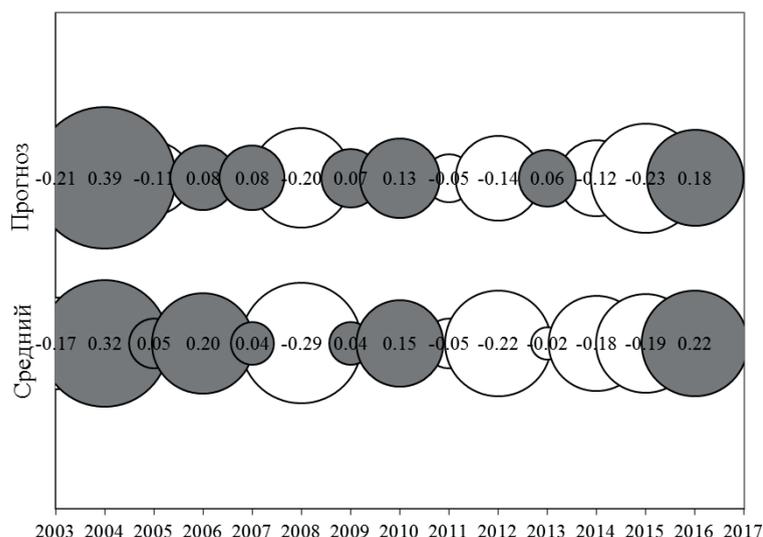


Рис. 6. Величины отклонений логарифмов (серые круги — положительные, белые — отрицательные) моделируемой биомассы в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ (прогноз) и среднепогодного значения за предыдущие три года ($t-1, t-2, t-3$) (средний).

нении с простым усреднением величин биомассы за предыдущие три года.

Таким образом, производственная модель в настоящее время не может являться точным аналитическим инструментом для прогноза динамики биомассы и расчета ОДУ, однако может выполнять компиляторную функцию, нормируя различные индексы биомассы для оценки динамики биомассы на всем протяжении временного ряда.

ОБСУЖДЕНИЕ

Отсутствие строгой (основанной на промыслово-биологических данных) аналитической оценки запаса северной креветки в Баренцевом море обусловлено несколькими объективными причинами, указанными ниже.

1) За последние 30 лет уровень ежегодной эксплуатации оценивается РГ НИРАГ на уровне 1–3% от величины промыслового запаса. В тоже время, межгодовая вариативность индекса запаса, оцененного по экосистемной съемке, существенно меняется (в среднем 25%), что говорит о существенной изменчивости межгодового пополнения и, возможно, естественной смертности. С позиций теории промышленного рыбо-

ловства такой низкий уровень эксплуатации не может существенно влиять на состояние запаса, по сравнению с пополнением и естественной убылью. То есть фактически, отсутствие в системе «запас-промысел» компоненты «промысел» ставит под сомнение использование аналитических моделей, в том числе и производственных, основанных на взаимодействии этих двух компонент.

2) Кросс-корреляция временных рядов индексов запаса по стратам и районам экосистемных съемок 2004–2019 гг. показала в основном не значимую слабую положительную и отрицательную связь, что говорит об отсутствии динамической связи между локальными скоплениями всей популяции. Отсутствие таких взаимосвязей в различных частях обширного ареала (около 1,5 млн км²) свидетельствует о наличии нескольких «центров воспроизводства», которые осуществляют независимое пополнение промысловых скоплений, что было показано ранее в работах авторов (Брызгин, 1980; Беренбойм, 1992). Такая особенность может, например, привести к неверной интерпретации результатов оценки с использованием простых производственных моделей при интенсивной эксплуатации запаса на отдельных промыс-

ловых скоплениях. В таких случаях может наблюдаться перелом на локальных участках и снижение промысловой активности на фоне удовлетворительной оценки общего состояния запаса.

3) При оценке прогностической способности производственной модели (за последние 15 лет) было выявлено, что сумма квадратов отклонений моделируемой биомассы в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ оказалась несколько меньше суммы квадратов отклонений моделируемой биомассы в году t от среднемноголетнего значения за предыдущие три года. Однако разница в показателях статистически не значима, что свидетельствует о низкой прогностической ценности модели в сравнении с простым усреднением величин биомассы за предыдущие три года.

Таким образом, производственная модель в настоящее время не может являться точным аналитическим инструментом для прогноза динамики биомассы и расчета возможного изъятия, однако может выполнять компилятивную функцию, нормируя различные индексы биомассы для оценки динамики биомассы на всем протяжении временного ряда. В то же время, существуют подходы для оценки состояния запасов, которые не требуют использования популяционной модели (Буяновский, 2019). Для таких запасов, для которых доступны только общие биологические данные и/или данные о вылове, существуют несколько стандартных критериев, на которых можно основывать рекомендации. При этом состояние запаса должно оцениваться в контексте требований менеджмента для обеспечения долгосрочной устойчивой эксплуатации, а предоставляемые рекомендации должны соответствовать предосторожному подходу. Обычно представляются несколько графиков для одной или нескольких научно-исследовательских съемок на максимально длительном периоде времени:

а) временные тренды индексов численности (биомассы) по съемкам;

б) диапазон, отражающий размерный или возрастной состав нерестового запаса;

в) диапазон, отражающий размерный или возрастной состав промыслового запаса;

г) индекс пополнения;

д) показатель промысловой смертности, выраженный, например, как отношение вылова к индексу промыслового запаса.

е) временной тренд состояния запаса и промысла относительно ориентиров управления.

В качестве информационного обеспечения для запаса северной креветки Баренцева моря в настоящее время доступны один временной тренд (экосистемная съемка 2004–2019 гг.), отражающий состояние всей популяции, и два локальных тренда производительности промысла российских и норвежских судов, которые при определенных допущениях также характеризуют состояние промыслового запаса. Для примера, демонстрирующего оценку состояния запаса без использования аналитической модели, воспользуемся данными экосистемной съемки и статистикой вылова. Рассмотрим наиболее информативный график из вышеуказанного списка — состояния запаса и промысла относительно ориентиров управления. При этом индекс промыслового запаса расположим на оси абсцисс, а коэффициент эксплуатации (отношение вылова к индексу запаса) по оси ординат. Выбор целевого ориентира по биомассе (I_{tr}) на векторе индекса, рассчитанного по съемке, может быть основан на двух принципах:

1) теории равновесной производственной кривой;

2) практическом опыте эксплуатации.

В первом случае допускается, что в истории исследования запаса был период с максимальным индексом (I_{max}), когда величина биомассы приблизительно соответствовала уровню емкости среды (K). Согласно производственному подходу (Schaefer, 1954) максимальный устойчивый вылов (MSY) может быть достигнут при уровне биомассы (B_{MSY}), приблизительно равном половине емкости среды ($0,5K$). Отсюда целевой ориентир может быть рассчитан как $I_{tr} = 0,5 \times I_{max}$.

Во втором случае I_{tr} может рассчитываться на основе принципа практической

уверенности (Вентцель, 2003) как средний показатель запаса за определенный период, когда запас находился на достаточно высоком уровне, но при этом испытывал сравнительно высокие промысловые нагрузки, экспертно оцениваемые на уровне F_{MSY} (ICES, 2012 а, 2012 б). Как правило, если в истории эксплуатации запаса отсутствует стадия перелова, то в качестве ориентира выбирается средний I_{mean} за весь период промысла.

Учитывая вышеизложенное, целевой ориентир, основанный на динамике индекса по съемке (табл. 2), можно принять равным:

$$1) I_{tr} = 0,5 I_{max} = 391 \text{ тыс. т};$$

$$2) I_{tr} = I_{mean} = 502 \text{ тыс. т}.$$

С учетом того, что в период экосистемной съемки 2004–2019 гг. эксплуатация запаса находилась на низком уровне (Hvingel, 2019) второй вариант расчета целевого ориентира кажется менее предпочтительным. Выбор граничного ориентира по биомассе (I_{lim}) при низком информационном уровне обеспечения может быть также основан на нескольких подходах. Например, при отсутствии в истории промысла стадии

перелова запаса, а также в случаях, когда за период наблюдений запас эксплуатировался при широком диапазоне значений индексов биомассы, в качестве граничного ориентира может быть принято наименьшее наблюдаемое значение производительности промысла — I_{min} (Бабаян, 2000). Однако в нашем случае предпочтительней использовать подход, который используется при оценке запаса по продукционной модели. Такой способ количественного определения граничного ориентира как доли от неэксплуатируемого «девственного» запаса (K) был предложен в документе FAO (1993) на основании обобщенного анализа соотношений запаса — пополнения для 91 запаса рыб Северной Атлантики и Европы. Было установлено, что величина B_{lim} для запасов со средним уровнем информационного обеспечения может быть установлена на уровне 20% от величины неэксплуатируемого запаса, т.е. $I_{tr} = 0,2 \times I_{max} = 156$ тыс. т.

Таким образом, ориентиры управления по биомассе для запаса северной креветки Баренцева моря могут выглядеть следующим образом: целевой $I_{tr} = 391$ тыс. т и граничный $I_{lim} = 156$ тыс. т (рис. 7).

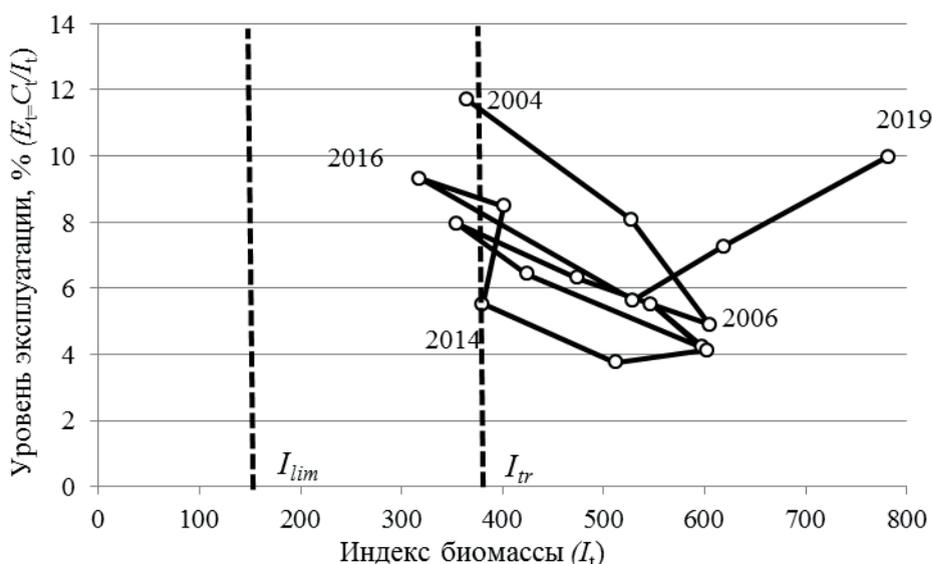


Рис. 7. Ежегодное соотношение индекса биомассы (I_t) с ежегодным уровнем эксплуатации (E_t) в 2004–2019 гг. в зональном представлении области управления для запаса северной креветки в Баренцевом море.

В международной практике при обосновании схем регулирования для запасов с низким или среднем уровнем информационного обеспечения довольно часто ограничиваются определением одного типа ориентиров управления, характеризующих состояние запаса (B_{lim} , B_{tr}). Однако при наличии достоверных данных не только об индексах, но и о величине ежегодного вылова (C) возможно определение ориентиров, характеризующих интенсивность промысла в терминах промыслового усилия. Интенсивность промысла, или уровень эксплуатации, (E) может выражаться через отношение ежегодного вылова (C_t) к ежегодной оценке индекса (I_t). Методы определения целевого уровня эксплуатации (E_{tr}) основаны на историческом анализе соотношений показателей состояния запаса и промысла, при котором запас находился на достаточно высоком уровне, и интенсивность промысла была высока, но в то же время такой режим эксплуатации впоследствии не привел к перелову. Среднепогодный уровень эксплуатации ($E=C/I$) в этот период принимается за целевой уровень эксплуатации. В случае с баренцевоморским запасом северной креветки период интенсивной эксплуатации наблюдался до периода экосистемной съемки (2004–2019 гг.), а именно в 1982–1984 гг. В этом случае для выбора целевого ориентира необходимо использовать весь ряд наблюдений, а состояние запаса оценивать на основе обобщенного российского-норвежского СРУЕ. Используя более поздний период (2004–2019 гг.), когда уровень эксплуатации находился на весьма низком уровне, допустимо отказаться от оценки целевого уровня изъятия и использовать метод «адаптивного» управления (Бабаян, 2000). Суть метода заключается в планомерном изменении степени промысловой эксплуатации популяции, в зависимости от биологических и экономических откликов, чтобы найти наилучший количественный выбор эмпирическим методом проб и ошибок. С учетом того, что в 2019 г. индекс запаса находился на максимальном уровне, рабочая группа NIPAG в конце 2019 г. пересмотрела

свои рекомендации предыдущих лет (вылов не более 70 тыс. т) и оценила возможное изъятие на уровне не более 150 тыс. т. При этом, несмотря на существующую оценку запаса по аналитической модели, рекомендации NIPAG по уровню изъятия фактически соответствуют адаптивному подходу, так как формальное правило регулирования промысла отсутствует.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценка запаса северной креветки в Баренцевом море в настоящее время связана с рядом трудностей, обусловленных как экологическими особенностями запаса, так и характером организации промысла. Абсолютная оценка запаса, выполненная с помощью продукционной модели, в целом зависит не от исходных данных, а от наших экспертных соображений о емкости среды. Это объясняется, прежде всего, незначительным воздействием промысла на запас при существенной межгодовой изменчивости величины запаса по естественным причинам. Кроме того, существенная пространственная изменчивость ареала с многочисленными промысловыми скоплениями затрудняет моделирование запаса как единой популяции в системе «запас-промысел». Кросс-корреляция временных рядов индексов запаса по локальным районам Баренцева моря показала отсутствие динамической связи между локальными скоплениями единого запаса. Отсутствие таких взаимосвязей в различных частях обширного ареала свидетельствует о наличии нескольких «центров воспроизводства», которые осуществляют независимое пополнение промысловых скоплений. Такая особенность может, например, привести к неверной интерпретации результатов оценки с использованием простых продукционных моделей при интенсивной эксплуатации запаса на отдельных промысловых скоплениях. Кроме того, продукционная модель в настоящее время не может являться точным аналитическим инструментом для прогноза динамики биомассы и расчета ОДУ северной

креветки Баренцева моря и в большей степени выполняет компилятивную функцию, нормируя различные индексы для оценки общей динамики биомассы на всем протяжении временного ряда.

В то же время возможен отказ от использования аналитической модели в пользу трендовых методов без серьезного ущерба для научных рекомендаций, а также с учетом основных районов обитания креветки отдельно. При этом состояние запаса может оцениваться в контексте требований менеджмента для обеспечения долгосрочной устойчивой эксплуатации, а предоставляемые рекомендации вырабатываются на основе предосторожного подхода и парадигмы максимального устойчивого улова.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

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

Баканев С. В. Стандартизация производительности промысла камчатского краба в российских водах Баренцева моря в 2010–2018 гг. с помощью обобщенной линейной модели // *Вопр. рыболовства*. 2019. Т. 20. № 3. С. 363–373.

Беренбойм Б. И. Северная креветка (*Pandalus borealis*) Баренцева моря (биология и промысел). Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1992. 136 с.

Брызгин В. Ф. *Pandalus borealis* Баренцева моря. Экология и структура вида // Физико-химические условия формирования биологической продукции Баренцева моря: Апатиты. Кольский филиал АН СССР. 1980. С. 93–106.

Буяновский А. И. Прогноз потенциального вылова прибрежных беспозвоночных при затруднении с оценкой запаса. М.: Изд-во ВНИРО, 2012. 221 с.

Вентцель Е. С. Теория вероятностей: Учебник для студ. вузов. 9-е изд., стер. М.: Академия. 2003. 576 с.

Рикер У. Е. Методы оценки и интерпретация биологических показателей рыб/

Пер. с англ.— М.: Пищевая промышленность. 1979. 408 с.

Cochran W. G. Sampling techniques. 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y. 1963. 413 p.

FAO. Reference points for fisheries management: their potential application to straddling and highly migratory resources. FAO Fish. 1993. Circ. 864. 52 p.

Haddon M. Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman & Hall/CRC Washington, D.C. 2001. 406 p.

Hvingel C. An assessment of the shrimp (*Pandalus borealis*) stock in the Barents Sea. NAFO SCR Doc. 07/76. 2007. 16 p.

Hvingel C. Shrimp (*Pandalus borealis*) in the Barents Sea — Stock assessment, 2019. NAFO SCR Doc. 19/054. 2019. 16 p.

Hvingel C., Kingsley M. C.S. A framework to model shrimp (*Pandalus borealis*) stock dynamics and quantify risk associated with alternative management options, using Bayesian methods. ICES J. Mar. Sci. V. 63. 2006. P. 68–82.

ICES. 2012 a. ICES implementation of advice for data limited stocks in 2012. Report in support of ICES advice. ICES CM2012/ACOM: 68.

ICES. 2012 b. Report of the workshop to finalize the ICES data-limited stock (DLS) methodologies documentation in an operational form for the 2013 advice season and to make recommendations on target categories for data limited stocks (WKLIFE2). ICES CM 2012/ACOM: 79.

ICES. 2019. NAFO/ICES *Pandalus* Assessment Group Meeting, 08 to 13 November 2019 Havforskningssinstituttet (IMR), Tromsø, Norway. ICES CM 2019 /FRSG1:84. 70 p.

NAFO Precautionary Approach Framework. Report of the PA Working Group. Serial No. N5069, NAFO/FC Doc. 04/18. 2004. 5 p.

Punt A., Hilborn R. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. Reviews in Fish Biology and Fisheries, V.7. 1997. P. 35–63.

- Olsen E., Gjosæter H., Røttingen I., Dommasnes A., Fossum P., Sandberg P. The Norwegian ecosystem-based management plan for the Barents Sea // ICES J. Mar. Sci. 2007. V. 64: 599–602.
- Schnute, J.T. A General Framework for Developing Sequential Fisheries Models // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1994. V. 51. P. 1676–1688.
- Schaefer M.B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries // Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 1954. V. 1 (2). P. 25–56.

MODERN CHALLENGES OF THE NORTHERN SHRIMP STOCK ASSESSMENT IN THE BARENTS SEA

© 2020 y. S. V. Bakanev

Polar branch of The Russian Research Institute of Fisheries and Oceanography, Murmansk, 183038

The paper describes current state of the northern shrimp stock assessment in the Barents Sea, as well as challenges in estimating total fishable biomass, carrying capacity and maximum sustainable yield. A comparative analysis of the results was carried out under various adjustments of the production model, including those used at the Joint NAFO/ICES Pandalus Assessment Working Group (NIPAG). The absolute stock assessment, as well as TAC assessment, as a derivative of the stock and its growth rate, in whole, depend not on the input data, but on our expert considerations about carrying capacity. This could be explained, primarily, by insignificant fishery impact on the stock against substantial interannual variation of the stock due to natural reasons. Besides, significant spatial variability of the area with numerous commercial aggregations complicates the stock modeling as a single population within stock-fisheries system. At the same time, it is possible to use trends methods instead of the analytical model without serious harm to scientific advice. In this case, the stock status could be assessed in the context of management requirements to ensure long-term sustainable exploitation, and the advice is provided based on a precautionary approach and maximum sustainable yield framework.

Key words: Northern shrimp, Barents Sea, stock assessment, production model, Bayesian approach