

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 595.384.2–152.6.08 (268.45)

**ОЦЕНКА ЗАПАСА КАМЧАТСКОГО КРАБА В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МОДЕЛЕЙ ИСТОЩЕНИЯ**

© 2015 г. С. В. Баканев

*Полярный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии,
Мурманск, 183038
E-mail: bakanev@pinro.ru*

Поступила в редакцию 19.05.2015

Выполнены оценки локального запаса камчатского краба на акватории промысла в исключительной экономической зоне Российской Федерации Баренцева моря в 2007–2013 гг. с помощью моделей истощения Лесли и Де Лури. На основании анализа полученной динамики биомассы камчатского краба на акватории промысла и сравнения ее с показателями общей динамики запаса показана целесообразность использования моделей истощения для оценки состояния запаса камчатского краба. Величина промысловой биомассы в 2007–2013 гг. варьировала в пределах 5,8–31,5 тыс. т, что составляло в отдельные годы от 30 до 75% от общего промыслового запаса. Оцениваемые параметры моделей значительно варьируют год от года, что может быть следствием как естественных изменений в популяции, так и особенностями ведения промысла в тот или иной сезон.

Ключевые слова: камчатский краб, Баренцево море, оценка биомассы, моделирование, методы истощения.

ВВЕДЕНИЕ

Оценка состояния запаса камчатского краба в исключительной экономической зоне Российской Федерации (ИЭЗ РФ) Баренцева моря в настоящее время представляет собой комплексную процедуру, основанную на использовании как эмпирических методов анализа временных рядов различных популяционных параметров, так и аналитических моделей динамики численности популяции. С учетом меняющегося уровня и качества информационной обеспеченности подходы к оценке запаса за последние десять лет претерпели существенные изменения. В начальный период исследований популяции (1994–2004 гг.) основным источником информации для принятия управленческих решений служили траловые съемки. С 2004 г. с открытием коммерческого промысла и накоплением промысловой статистики одним из индикаторов состояния запаса стала являться величина улова на усилие. В послед-

ние годы (2007–2013) с прекращением траловых съемок анализ промысловой статистики играет ключевую роль при оценке состояния запаса.

Одним из перспективных методов анализа данных промысла камчатского краба являются регрессионные модели снижения производительности промысла в течение промыслового сезона с учетом накопленного вылова. Принципы оценки величины популяции, основанные на анализе соотношения между производительностью промысла и уловом или усилием, были впервые применены для нужд рыболовства в середине прошлого века и описаны в работах Де Лури (DeLury, 1947, 1951) и Моттли (Mottley, 1949). Традиционные модели истощения в настоящее время весьма широко используются для оценки состояния запасов как рыб, так и беспозвоночных (Cowx, 1983; Hilborn, Walters, 1992). В то же время широко применяются различные модификации

метода, позволяющие обойти ограничения, присущие традиционному подходу. Рикер (Ricker, 1975) указал, что главным источником ошибок в данном подходе является вариативность шкалирующего коэффициента улавливаемости. В частности, при оценке запасов беспозвоночных пассивными орудиями лова (ловушками) могут возникать трудности в оценке коэффициента улавливаемости в силу различного пищевого и пространственного поведения особей (Miller, 1990). Модификации модели, учитывающие вариативность этого коэффициента, были, например, применены для оценок многовидового промысла донных рыб (Polovina, 1986), патагонского клякача (Parkes et al., 1996), кальмаров районов Фолклендских островов и Северного моря (Agnew et al., 2002; Young et al., 2004). В отечественной практике модификация модели, учитывающая миграционную активность животных и браконьерский промысел, была применена для дальневосточных запасов беспозвоночных (Михеев и др., 2011).

В настоящей работе рассматривается возможность применения традиционных методов истощения к оценке запасов камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Методы оценки снижения численности запаса с учетом последовательных выловов обычно называют в англоязычной литературе методами истощения или удаления (depletion или removal), так как в их основе лежит процесс снижения или уменьшения количества животных в среде в ходе промысла. Такие процессы могут наблюдаться и соответственно моделироваться для запасов, которые в наблюдаемый период не подвержены серьезному влиянию естественных факторов, меняющих их численность, — это смертность, пополнение, иммиграция или эмиграция. Как правило, влиянием данных факторов можно пренебречь, если рассматривается короткий период времени (например, один промысловый сезон), а биологические параметры по-

пуляции не подвержены серьезным изменениям на акватории оценки.

Подход включает два метода оценки истощения или снижения численности популяции — метод Лесли и метод Де Лури (Leslie, 1939; DeLury, 1947). Первый основан на анализе зависимости производительности промысла от накопленного за некоторый период времени улова. Главная идея метода истощения заключается в количественной оценке снижения относительной численности популяции с увеличением промысловой нагрузки. При этом обычно принимается, что производительность промысла является показателем (индексом) численности популяции. Увеличение промысловой нагрузки может быть отслежено по кумулятивному вылову или усилиям.

Биомасса на начало промыслового сезона (B_0) равна сумме биомасс (B_t) на момент t и кумулятивному вылову (K_{t-1}) между временем 0 и t , т.е.:

$$B_0 = B_t + K_{t-1}, \quad (1)$$

$$\text{где } K_{t-1} = C_1 + C_2 + C_3 + \dots + C_{t-1} = \sum_{i=1}^{t-1} C_i, \quad (2)$$

где C_i это вылов i -того изъятия, $t > 1$ и $K_0 = 0$.

При этом допускается, что улов на усилие (CPUE) во время t -того изъятия $\frac{C_t}{f_t}$ пропорционален биомассе запаса (B_t) на момент t -того изъятия, т.е.:

$$\frac{C_t}{f_t} = qB_t, \quad (3)$$

где f_t — количество усилий (ловушек) t -того изъятия, q — константа пропорциональности, которую часто называют коэффициентом улавливаемости.

Коэффициент улавливаемости — это доля запаса, которая изымается за одно усилие. Уравнение истощения по методу Лесли получается путем подстановки в уравнение (1) уравнения (3). Последнее выражение (4) представляет собой линейную регрессию:

$$\frac{C_t}{f_t} = q(B_0 - K_{t-1}) \quad \text{или} \quad (4) \quad E_{t-1} = f_1 + f_2 + f_3 + \dots + f_{t-1} = \sum_{i=1}^{t-1} f_i. \quad (7)$$

$$\frac{C_t}{f_t} = qB_0 - qK_{t-1},$$

где $\frac{C_t}{f_t}$ — зависимая переменная, K_{t-1} — объясняющая переменная, q — коэффициент регрессии (slope), qB_0 — свободный член (intercept), так как это произведение двух констант.

Отрицательное значение коэффициента регрессии равно коэффициенту улавливаемости. Соответственно, начальная биомасса запаса находится посредством деления свободного члена на коэффициент улавливаемости.

Доверительные интервалы для B_0 и q могут быть получены по результатам регрессионного анализа. Оценка доверительного интервала для q является прямой оценкой доверительного интервала для коэффициента регрессии (slope). Формула расчета стандартной ошибки для B_0 имеет вид (Krebs, 1999):

$$SE(B_0) = \frac{s_{y|x}}{q} \sqrt{\left[\frac{1}{n} + \frac{(B_0 - \bar{K})^2}{(n-1)s_K^2} \right]}, \quad (5)$$

где \bar{K} — средний кумулятивный вылов, n — объем выборки, s_K^2 — дисперсия кумулятивных выловов, $s_{y|x}$ — стандартное отклонение линейной регрессии. Распределение величин B_0 и q при расчете стандартных ошибок принимается нормальным.

В ситуации, когда вылов составляет менее 2% от запаса, обычно используют метод Де Лури, при этом коэффициент улавливаемости q может рассматриваться как мгновенный коэффициент убыли (Seber, 1973). С учетом допущения изолированности и стабильности популяции доля изъятия запаса будет равна:

$$\frac{B_t}{B_0} = e^{-qE_{t-1}}, \quad (6)$$

где E_{t-1} — кумулятивные усилия, предшествующие моменту t , т.е.:

Преобразуя уравнение (6), мы можем выразить B_t как функцию от B_0 :

$$B_t = B_0 e^{-qE_{t-1}}. \quad (8)$$

Используя уравнение (3), преобразуем уравнение (8), выражая биомассу запаса через улов на усилие с учетом коэффициента улавливаемости:

$$\frac{C_t}{f_t} = qB_0 e^{-qE_{t-1}}. \quad (9)$$

Логарифмируя обе стороны уравнения (9), получаем:

$$\log\left(\frac{C_t}{f_t}\right) = \log(qB_0) + \log(e^{-qE_{t-1}}) \quad (10)$$

$$\text{или: } \log\left(\frac{C_t}{f_t}\right) = \log(qB_0) - qE_{t-1}. \quad (11)$$

Последнее выражение (11) представляет собой линейную регрессию, где $\log\left(\frac{C_t}{f_t}\right)$ — зависимая переменная, E_{t-1} — объясняющая переменная, q — коэффициент регрессии (slope), $\log(qB_0)$ — свободный член (intercept), так как это логарифм произведения двух констант.

Отрицательное значение коэффициента регрессии равно коэффициенту улавливаемости. Соответственно, начальная биомасса запаса находится посредством деления экспоненты свободного члена qB_0 на коэффициент улавливаемости q .

При первоначальном анализе динамики запаса методами истощения довольно сложно сделать прогноз о доле изъятия (будет ли она ниже или выше 2%), поэтому часто применяются оба метода: и Лесли, и Де Лури. Результаты оценок B_0 и q сравниваются, и при значительном расхождении полученных результатов делается вывод о причинах таких расхождений, в том числе и о доле изъятия. Если же вылов составляет свыше 2%, то рекомендуется использовать метод Лесли (Seber, 1973). Метод Лесли считается более гибким и позволяет использовать

улов на усилие, полученный в том числе и независимым от промысла способом. Методы истощения базируются на пяти условиях (допущениях) в отношении объекта лова и самого промысла (Seber, 1973).

1) Изолированность и стабильность запаса в наблюдаемый период (подразумевает отсутствие пополнения, смертности, эмиграции и иммиграции);

2) коэффициент улавливаемости остается постоянным в течение всего периода наблюдения;

3) вылов должен влиять на снижение численности запаса, т.е. быть весьма существенным;

4) все особи должны иметь одинаковую вероятность быть пойманными, в том числе не должен наблюдаться эффект насыщения орудия лова;

5) усилия должны быть друг от друга независимы, т.е. изъятие при одной операции не должно каким-то образом непосредственно влиять на величину изъятия последующей операции.

Для формирования временных рядов данных для оценки промыслового запаса камчатского краба использовали базу данных ПИНРО «Промысел», сформированную на основе судовых суточных донесений ФГБУ «Центра системы мониторинга рыболовства и связи». Анализировали информацию по каждой промысловой операции, которая содержала следующие характеристики:

1) бортовой номер судна;
2) дату операции;
3) тип орудия лова (тип крабовой ловушки);

4) количество ловушек, поднятых за одну операцию;

5) координаты;

6) вылов промыслового краба (общую массу самцов камчатского краба промыслового размера, поступившего в переработку, кг).

База данных содержала 53024 промысловые операции за 2007–2013 гг., анализ и верификация которых проходила в несколько этапов:

1) выбор промысловых сезонов;

2) определение продолжительности промысловых сезонов;

3) определение шага временного ряда;

4) определение учетной акватории, на которой рассчитывался локальный запас;

5) стандартизация уловов на усилие, полученных разными типами ловушек.

Для предварительного анализа временных рядов был выбран шаг, равный одним суткам, и выполнен визуальный анализ динамики уловов на усилие. Несмотря на высокие выбросы и зашумленность данных, анализ показал наличие трендов на понижение в 2007–2013 гг. Временной ряд для сглаживания трендов был увеличен до 1 недели. Статистика 2007, 2010 и 2012 гг. содержала неправдоподобные величины уловов на усилие в конце промыслового сезона, поэтому статистика по судам, показывающим недостоверные значения, была удалена из анализа. Кроме того, была удалена статистика первых дней промыслового сезона, которая в силу своей малочисленности не отражала в полной мере показатель улова на усилие как величину, пропорциональную величине запаса.

Анализ промысловой статистики показал, что большая часть вылова камчатского краба в 2007–2013 гг. была взята в районах Восточного Мурмана (Западный и Восточный Прибрежные районы, Мурманское мелководье и Канинская банка). В последние три года вылов в Западном Прибрежном районе практически отсутствовал, поэтому для сравнимости результатов в ходе моделирования оценивали локальный запас в трех промысловых районах: Восточном Прибрежном, Мурманском мелководье и Канинской банке (рис.1).

Для стандартизации производительности промысла (CPUE) использовался метод обобщенных линейных моделей (GLM) (Gavaris, 1980). Для выбора набора предикторов и вида функции связи использовали информационный критерий Акаике (AIC). В качестве зависимой переменной использо-

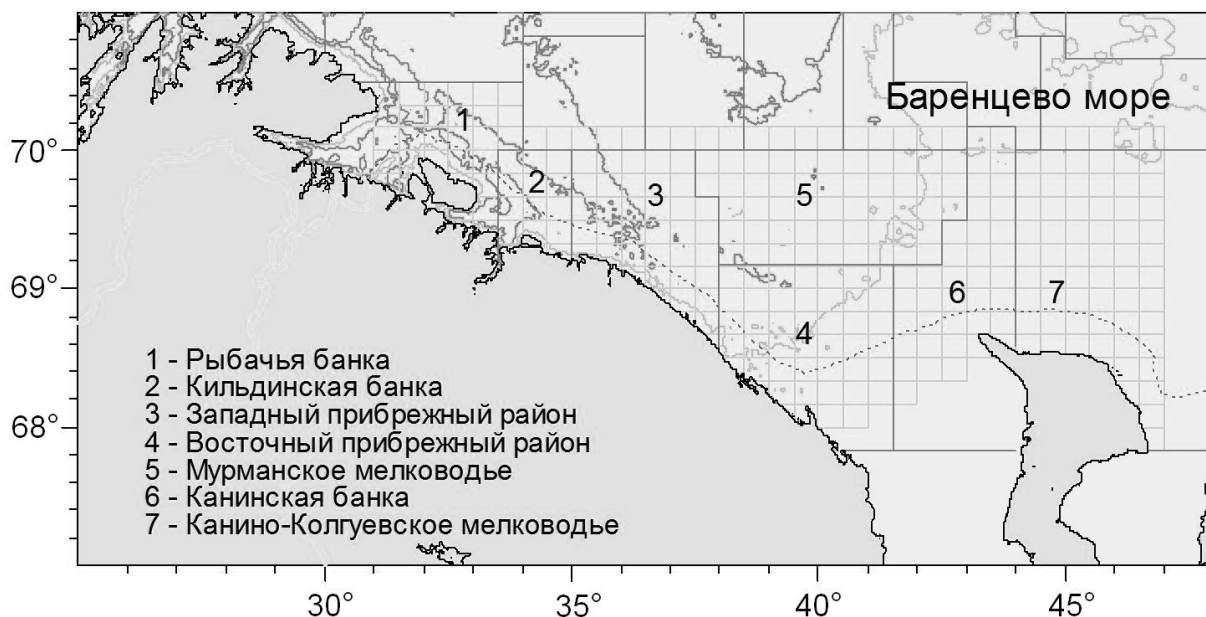


Рис. 1. Карта-схема районов промысла камчатского краба в российской экономической зоне Баренцева моря в 2007–2013 гг.; (...) – 12-мильная зона.

вали параметр уловов на усилие, а предикторами служили факторы года (2007–2013), месяца (I, II, VIII–XII), типа ловушки (трапцевидные, прямоугольные, конусные) и района промысла (2 – Западный Прибрежный район, 3 – Восточный Прибрежный район, 4 – Мурманское мелководье, 5 – Каннинская банка).

В соответствии с минимальной величиной АИС была выбрана логарифмическая функция связи с нормальной функцией распределения. Стандартизация по методу GLM осуществлялась с использованием стандартных формул статистического пакета R.

Оценки биомассы камчатского краба методами Лесли и Де Лури выполнены с помощью библиотеки fishR (FSA – Fisheries stock assessment methods and data) в статистическом пакете R.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Для оценки начальной биомассы B_0 и коэффициента улавливаемости q промысловых сезонов 2007–2013 гг. были выполнены расчеты по моделям истощения Лесли

и Де Лури (табл. 1, 2). Параметры, рассчитанные двумя методами, имели весьма сходные величины, а их динамика по годам совпала. Доверительные интервалы параметров варьировали в различных пределах, при этом их нижняя граница в отдельные годы снижалась в область отрицательных значений. Такие биологически неправдоподобные пределы были получены исходя из допущений, что величины уловов на усилие распределяются по нормальному закону.

Точность определения параметров может быть выражена через показатель изменчивости относительно величины медианы или коэффициент вариации CV.

В 2008–2010 гг. величины CV для начальной биомассы B_0 и коэффициента улавливаемости q , рассчитанные по методу Лесли и Де Лури, не превышали 20%, что может быть критерием получения весьма точной оценки (табл. 3). В то же время для данных 2007, 2012, 2013 гг. коэффициенты вариации находились в пределах 40–50%, что свидетельствует о низкой точности полученных результатов.

Учитывая, что результаты использования методов Лесли и Де Лури оказались

Таблица 1. Медианные значения начальной биомассы B_0 , коэффициента улавливаемости q и значения границ 95%-ного доверительного интервала для промысловых сезонов 2007–2013 гг., рассчитанные по методу Лесли

Год	B_0 , т	Граница 95%-ного доверительного интервала для B_0 , т		q	Граница 95%-ного доверительного интервала для q	
		нижняя	верхняя		нижняя	верхняя
2007	31498	2705	60291	0,0023	– 0,0001	0,0047
2008	14390	10412	18368	0,0048	0,0030	0,0065
2009	11716	7860	15570	0,0042	0,0024	0,0059
2010	5818	4369	7265	0,0106	0,0064	0,0147
2011	9327	5696	13894	0,0094	0,0013	0,0173
2012	18914	– 844	38672	0,0061	– 0,0012	0,0134
2013	27185	– 3514	57884	0,0069	– 0,0022	0,0153

Таблица 2. Медианные значения начальной биомассы B_0 , коэффициента улавливаемости q и значения границ 95%-ного доверительного интервала для промысловых сезонов 2007–2013 гг., рассчитанные по методу Де Лури

Год	B_0 , т	Граница 95%-ного доверительного интервала для B_0 , т		q	Граница 95%-ного доверительного интервала для q	
		нижняя	верхняя		нижняя	верхняя
2007	28236	3911	52560	0,0026	– 0,0001	0,0052
2008	14297	11422	17171	0,0048	0,0034	0,0062
2009	12725	8827	16623	0,0037	0,0022	0,0052
2010	4393	3603	5183	0,0163	0,0105	0,0221
2011	7672	4767	11890	0,0117	0,0004	0,0229
2012	18610	– 3184	40405	0,0061	– 0,0022	0,0145
2013	29170	– 5308	63650	0,0063	– 0,0020	0,0147

Таблица 3. Значения коэффициентов вариации CV для начальной биомассы B_0 и коэффициента улавливаемости q для промысловых сезонов 2007–2013 гг., рассчитанные по методам Лесли и Де Лури

Год	Метод Лесли		Метод Де Лури	
	CV (B_0)	CV (q)	CV (B_0)	CV (q)
2007	42	48	40	46
2008	13	17	9	14
2009	15	20	14	19
2010	12	18	8	16
2011	27	33	25	31
2012	43	49	48	56
2013	46	51	48	54

весьма сходными, последующий анализ мы проводили на основании расчетов, сделанных по методу Лесли, как наиболее приемлемого подхода к оценке биомассы при кумулятивном вылове, составляющем более 2% от оцениваемого запаса (Seber, 1973). Причиной низкой точности полученных результатов являются как весьма высокие отклонения исходных данных от регрессионной прямой (2007 г.), так и короткий ряд наблюдений (2013–2014 гг.), связанный с продолжительностью промыслового сезона (рис. 2).

Результаты расчетов по модели Лесли показали, что максимальная начальная биомасса отмечалась в 2007 г. (31,5 тыс. т). Вторая по величине начальная биомасса отмечена для 2013 г. (27,2 тыс. т). В то же время величины уловов на усилие в 2007 г. (95 кг/ловушку) оказались заметно ниже рекордных значений 2013 г. (163 кг/ловушку). Такое расхождение объясняется весьма высокой разницей в величинах коэффициентов улавливаемости, полученных в эти годы

(табл. 3). Для сезона 2007 г. коэффициент улавливаемости оценивается на минимальном уровне по сравнению со всем периодом наблюдений. Причиной такой низкой величины параметра улавливаемости является незначительное снижение улова на усилие в течение промыслового сезона при весьма существенном вылове. С учетом того, что величины параметров, рассчитанных для 2007 и 2013 гг., характеризуются существенно низкой точностью, возможно предположить, что допущения, принятые при расчетах, оказались неверны. Весьма вероятно, что промысловая статистика, которая в эти годы существенно различалась по степени охвата акватории районов оценки, значительно повлияла на результаты оценок.

Для оценки правдоподобности полученной межгодовой динамики начальных биомасс локального запаса на акватории трех промысловых районов в 2007–2013 гг. было проведено сравнение абсолютных и относительных величин с оценками общего промыс-

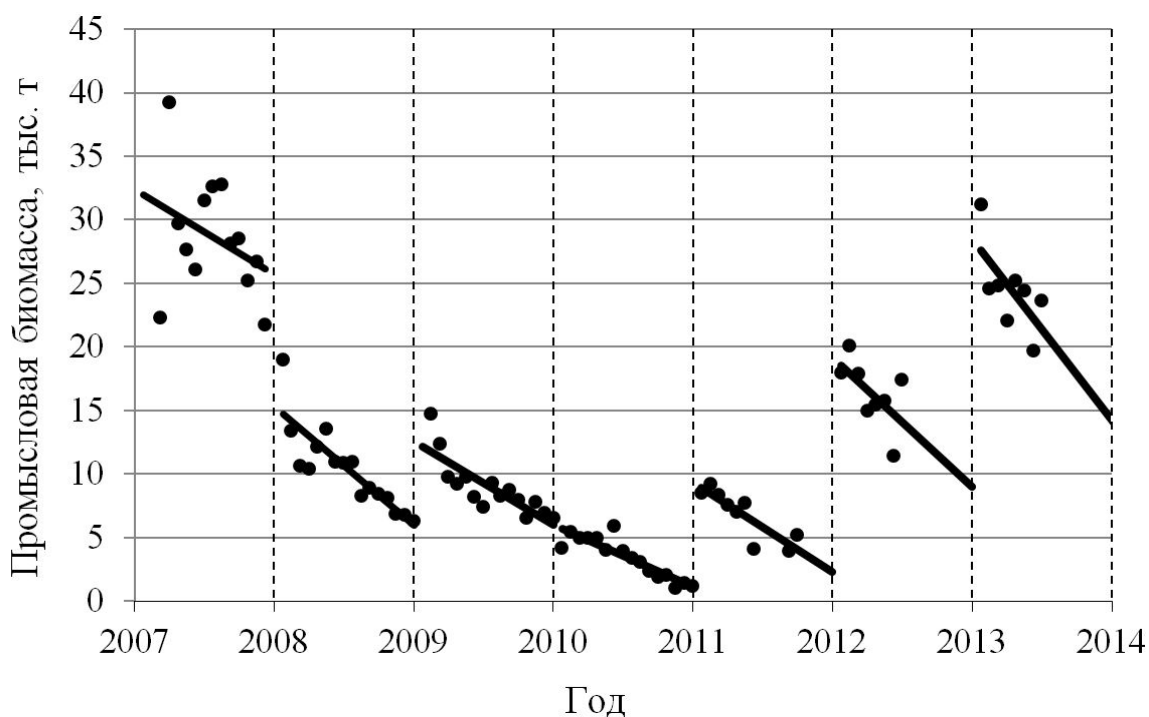


Рис. 2. Динамика промысловой биомассы камчатского краба и регрессионные прямые, рассчитанные с использованием параметров модели истощения Лесли с шагом одна неделя во время промысловых сезонов 2007–2014 гг.

лового запаса, полученными по стохастической когортной модели CSA (Баканев, 2011). Стоит учесть, что сравнение абсолютных величин (биомасс) по двум разным методам может дать представление только о степени использования общего запаса промыслом, так как метод Лесли оценивает локальный запас на акватории промысла, а метод CSA учитывает весь набор данных, характеризующий состояние всего запаса (табл. 4). Ана-

лиз показал, что оценки локального и общего запаса отличаются друг от друга в пределах 30–75%. При нормировании величин биомасс 2008–2013 гг. к таковой 2007 г. мы получаем сравнительные тренды индексов биомассы по оценкам методами Лесли и CSA (рис. 3). Направление трендов по оценкам обоих методов совпадает, однако динамика биомассы в 2010–2013 гг., оцененная методом CSA, более оптимистичная.

Таблица 4. Медианные значения начальной биомассы B_0 и значения границ 95%-го доверительного интервала, рассчитанные с помощью методов Лесли и когортной стохастической модели CSA для промысловых сезонов 2007–2013 гг.

Год	Метод Лесли			Метод CSA		
	2,5%	медиана	97,5%	2,5%	медиана	97,5%
2007	2705	31498	60291	32704	43808	59456
2008	10412	14390	18368	22998	30534	40512
2009	7860	11716	15570	16899	22931	30726
2010	4369	5818	7265	14592	23110	31011
2011	5696	9327	13894	19645	32128	43648
2012	-844	18914	38672	28224	43008	58432
2013	-3514	27185	57884	39744	64352	88032

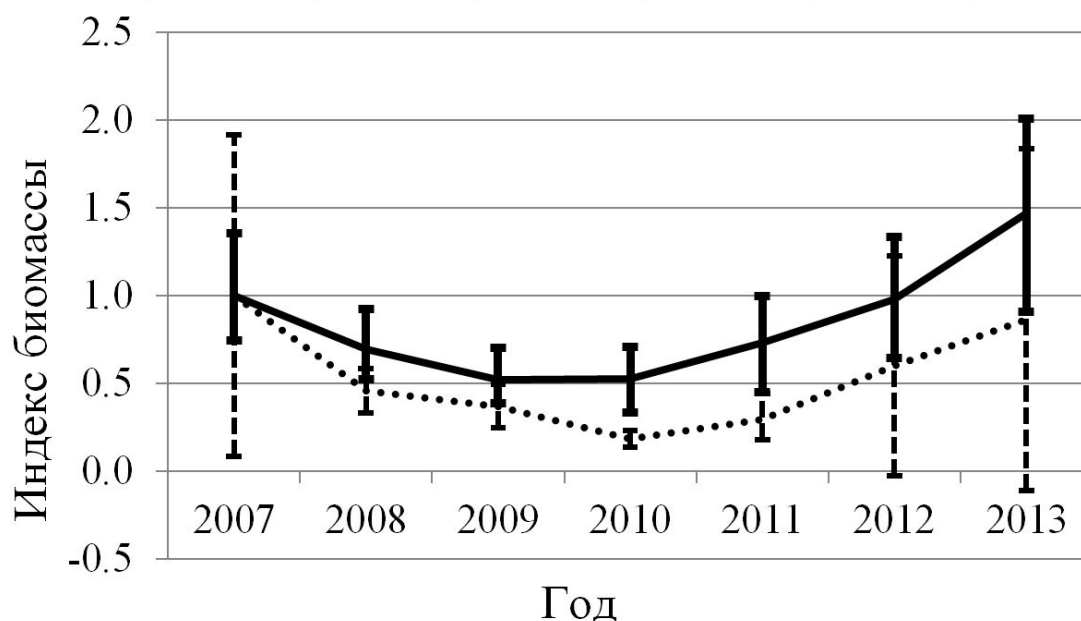


Рис. 3. Динамика индексов промысловой биомассы камчатского краба, рассчитанных с использованием модели истощения Лесли (••) и когортной стохастической модели CSA (—) для промысловых сезонов 2007–2013 гг.; (I) — 95%-ный доверительный интервал.

Причина таких отличий связана с динамикой среднегодового улова на усилие, который используется в качестве входных данных для модели CSA. Среднегодовая производительность промысла (стандартизированный улов на ловушку) выросла в 2010–2013 гг. почти в три раза. Резкий скачок производительности при довольно стабильном ежегодном вылове существенно повлиял на оценку промыслового запаса.

Таким образом, полученные результаты оценок биомасс по методу Лесли весьма правдоподобно описывают динамику запаса и могут являться показателем состояния запаса. Данные величины могут быть использованы для настройки когортных моделей и служить дополнительной информацией о состоянии запаса при прогнозе динамики запаса и расчете общих допустимых уловов.

ОБСУЖДЕНИЕ

Входные данные для оценки запасов по методам Лесли и Де Лури представляют собой временные ряды с определенным шагом величин вылова, усилий и улова на усилие. Подготовка таких рядов должна учитывать те условия (допущения) в отношении объекта промысла и самого промысла, при которых возможно использовать модели истощения. Первое допущение — это изолированность и стабильность популяции в наблюдаемый период, которые подразумевают отсутствие пополнения, смертности, эмиграции и иммиграции. Очевидно, что такое условие не может быть полностью применимо в отношении биоресурсов открытых морских водоемов. Пополнение, смертность и миграции объектов лова вносят существенные ошибки при моделировании процессов истощения (Seber, 1973). Для минимизации таких ошибок обычно ограничивают период наблюдения одним промысловым сезоном, в течение которого допускают, что фактор промысла в значительно большей степени влияет на динамику запаса, нежели естественные процессы в популяции.

В большинстве случаев промысловый сезон при эксплуатации запаса камчатского

краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря ограничивался осенне-зимним периодом. Учитывая, что продолжительность промыслового сезона значительно короче продолжительности календарного года, можно предположить, что при интенсивном промысле естественные факторы могут в значительно меньшей степени влиять на динамику запаса, чем промысел. Кроме того, пополнение промыслового запаса происходит посредством линьки пре-рекрутов и переходом их в группу рекрутов. Сезон массовой линьки не совпадает с сезоном промысла (Камчатский краб ..., 2003), поэтому влиянием фактора пополнения можно пренебречь.

В настоящее время нет данных о естественной смертности промысловых крабов во время промыслового сезона. Результаты моделирования динамики краба в Баренцевом море с помощью когортных моделей CSA и LBA показали, что мгновенный коэффициент естественной смертности может варьировать в пределах 0,09–0,18 (Баканев, 2011). Учитывая, что промысловый сезон в большинстве случаев длится 2–3 месяца, естественная элиминация может составлять 1,4–4,1% от запаса в этот период. Учитывая, что степень промысловой эксплуатации запаса в 2005–2012 гг. составляла от 15 до 56% и на порядок превосходила естественную убыль, можно сделать допущение о незначительном влиянии фактора естественной смертности при моделировании динамики запаса в течение промыслового сезона.

Степень эмиграции и иммиграции краба в районах промысла оценить весьма сложно. В пределах локальных районов (Варангерфьорд) миграционные пути могут быть весьма несущественны, если кормовые и нерестовые участки расположены в незначительной удаленности друг от друга (Sundet et al., 2000).

Однако довольно часто жизненный цикл камчатского краба включает в себя наличие весьма протяженных сезонных миграций. У взрослых особей эти миграции в осенний период имеют характер пищевых: краб с мелководных участков движется в сторо-

ну глубоководных районов. Сезон весенних миграций связан с отходом краба с глубоководных нагульных районов в мелководные прибрежные районы для спаривания. Такие миграции отмечены для тихоокеанского региона и описываются некоторыми исследователями для Баренцева моря (Левин, 2001).

Анализ данных траловых съемок показал, что до 2000 г. крабы встречались в узкой прибрежной полосе от 0 до 50 км от берега. Промысел в этот период велся также в районах, близких к береговой линии (до 20 км). С распространением краба в восточном направлении его встречаемость увеличилась на мористых участках. В период 2005–2008 гг. краб отмечался на максимальном удалении от берега (200–280 км). Основные промысловые скопления обнаружены на удалении 130–150 км от берега. Расстояние в 150 км может являться величиной, характеризующей максимальную протяженность миграций особей камчатского краба в Баренцевом море.

По литературным данным, у западного побережья Камчатки кормовые миграции камчатского краба достигают около 200 км. В заливе Петра Великого места, где зимуют крабы, и места на мелководье, куда крабы подходят весной, отстоят друг от друга на 80 км (Орлов, 1962). В то же время данные норвежских коллег показывают, что в пределах глубоководных фьордов миграции краба по протяженности могут составлять несколько сотен метров. Нагульные глубоководные районы и участки размножения располагаются в пределах одного фьорда. Миграционная активность камчатского краба в таких фьордах выражена слабо (Sundet et al., 2000).

Таким образом, протяженность миграционных путей камчатского краба в Баренцевом море зависит, главным образом, от дистанции между глубоководными участками и узкой прибрежной полосой. На Западном Мурмане такие дистанции относительно небольшие и могут составлять от нескольких сотен метров до 20–30 км. В районах Восточного Мурмана и полуострова Канин рас-

стояния между нагульными и нерестовыми участками могут достигать 150 км.

Характер миграций камчатского краба весьма существенно отличается на Западном и Восточном Мурмане, что, по всей видимости, необходимо учитывать при формировании временных рядов. Однако рассматривать влияние сезонных миграций на динамику запаса в течение промыслового сезона необходимо в комплексе с геостатистическими показателями промысла. Дальнейшие исследования, направленные на выявление степени миграционной активности в районах Восточного Мурмана, возможно, смогут улучшить точность оценок запаса посредством включения фактора миграции в модель.

Таким образом, при анализе входных данных необходимо учитывать следующие особенности:

1) акватория оценки должна соответствовать распределению промысловых усилий при анализе каждого промыслового сезона;

2) статистика улова на усилие начала и конца промыслового сезона может нести существенные отклонения от основного тренда производительности и требует дополнительной фильтрации;

3) причины межгодовых колебаний коэффициентов улавливаемости должны приниматься во внимание, а степень их влияния на динамику запаса по возможности должна быть ослаблена путем фильтрации данных или модификации модели.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты выполненных работ показали, что модели истощения Лесли и Де Лури могут использоваться для оценки состояния запаса камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря на локальных участках его промысла в течение одного промыслового сезона. Величина начальной биомассы B_0 в 2007–2013 гг. варьировала в пределах 5,8–31,5 тыс. т, что составляло в отдельные годы от 30 до 75% от общего промыслового запаса. Показатели начальной биомассы

B_0 и коэффициента улавливаемости q значительно варьируют год от года, что может быть следствием как естественных изменений в популяции, так и особенностей ведения промысла в тот или иной сезон.

Оценки начальной биомассы локального запаса методом Лесли удовлетворительно коррелируют с оценками общей численности запаса по когортной модели CSA, что позволяет рассматривать их как дополнительный показатель состояния общего промыслового запаса. Причины межгодовых колебаний коэффициентов улавливаемости должны приниматься во внимание, а степень их влияния на динамику запаса по возможности должна быть ослаблена путем анализа и последующей фильтрации данных.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Баканев С.В. Динамика популяции камчатского краба в Баренцевом море (опыт моделирования). Saarbrücken: Lambert Acad. Publ. (LAP), 2011. 151 с.

Камчатский краб в Баренцевом море. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003. 383 с.

Левин В.С. Камчатский краб *Paralithodes camtschaticus*. Биология, промысел, воспроизводство. СПб.: Ижица, 2001. 198 с.

Мухеев А.А., Букин С.Д., Первеева Е.Р. и др. Оценка запасов беспозвоночных в Сахалино-Курильском районе на основе анализа временных рядов уловов с применением фильтра Калмана // Изв. ТИНРО. 2011. Т. 168. С. 99–120.

Орлов Ю.И. О проблеме акклиматизации промысловых крабов в Баренцевом море // Тр. Всесоюз. гидробиол. общ-ва. 1962. Т. 12. С. 400–409.

Agnew D.J., Beddington J.R., Hill S. The potential use of environmental information to manage squid stocks // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 2002. V. 59. P. 1851–1852.

Cowx I.G. Review of the methods for estimating fish population size from survey removal data // Fish. Management. 1983. V. 14. P. 67–82.

DeLury D.B. On the estimation of biological populations // Biometrics. 1947. V. 3. P. 145–167.

DeLury D.B. On the planning of experiments for the estimation of fish populations // J. Fish. Res. Board Can. 1951. V. 8. P. 281–307.

Gavaris S. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1980. V. 37. P. 2272–2275.

Hilborn R., Walters C.J. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. London: Chapman and Hall, 1992. 570 p.

Krebs C.J. Ecological methodology. N.Y.: Addison-Wesley Educational Publ., 1999. 620 p.

Leslie P.H. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area // J. Animal Ecol. 1939. V. 8. P. 94–113.

Miller R.J. Effectiveness of crab and lobster traps // Can. J. Fish. Aquatic Sci. 1990. V. 47. P. 1228–1251.

Mottley C.M. The statistical analysis of creel census data // Trans. Amer. Fish. Soc. 1949. V. 76. P. 290–300.

Parkes G., Moreno C.A., Pilling G., Young Z. Use of the Leslie stock depletion model for the assessment of local abundance of Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) // CCAMLR Sci. 1996. V. 3. P. 55–77.

Polovina J.J. A variable catchability version of the Leslie model with application to an intensive fishing experiment on a multispecies stock // Fish. Bull. 1986. V. 84. P. 423–428.

Ricker W.E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations // Fish. Res. Board Can. Bull. 1975. V. 191. 382 p.

Seber G.A.F. The Estimation of animal abundance. London: Griffin, 1973. 506 p.

Sundet J.H., Kuzmin S.A., Hjelset A.M., Nilsen E.M. Migration and migration patterns of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the southern Barents Sea, Varanger Area // Crabs in cold water re-

gions: biology, management and economics. *et al.* Application of depletion methods to estimate stock size in the squid *Loligo forbesi* in Scottish waters (UK) // Fish. Res. 2004. V. 69. P. 211–227.

Fairbanks, Alaska: Univer. Alaska, 2000. P. 342–356.

Young I. A. G., Pierce G. J., Daly H. I.

STOCK ASSESSMENT OF THE RED KING CRAB IN THE RUSSIAN EEZ OF THE BARENTS SEA BY USING DEPLETION MODELS

© 2015 г. S. V. Bakanov

Knipovich Polar Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography, Murmansk, 183038

The local red king crab stock was assessed in the fishing area of the Russian EEZ of the Barents Sea in 2007–2013 by using Leslie and DeLuri depletion models. On the basis of the analysis of the dynamics of the red king crab biomass in the fishing area and its comparison with the indexes of the general stock dynamics, it is advisable to use depletion models for the red king crab stock status assessment. In 2007–2013, commercial biomass ranged from 5.8 to 31.5 thousand tonnes that were equal to 30–75% of the total commercial stock in particular years. Estimated model parameters show a considerable year-to-year variations that could be caused by both natural fluctuations in the population and fisheries deployment depending on the season.

Keywords: red king crab, the Barents Sea, stock assessment, modelling, depletion model.