ИНСТРУМЕНТЫ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ В РЕГИОНЕ

INSTRUMENTS FOR SUSTAINABLE TRACT IN THE REGION

УДК 338.45:639.2:519.868

DOI dx.doi.org/10.24866/1813-3274/2019-1/61-71

Р. А. Подошвелёв¹

Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Россия

E-mail: wbcrich@gmail.com

ВЛИЯНИЕ НА РЫБНУЮ РЕНТУ ГЕТЕРОГЕННОСТИ МОРСКИХ БИОРЕСУРСОВ И НЕОПРЕДЕЛЁННОСТИ ОБНОВЛЕНИЯ БИОМАССЫ

Аннотация. Морские биоресурсы характеризуются набором признаков, отличающих их от прочих, добываемых в рамках рентной деятельности, и эти отличия должны учитываться при регулировании. В научной литературе по вопросу рыбной ренты и экономического моделирования рыбного промысла уже достаточно хорошо рассмотрена ситуация вылова одного вида ресурса в условиях его детерминированного роста, и некоторое время происходит расширение методов изучаемой темы с применением математического моделирования характерных для морских биоресурсов особенностей его существования. Экономико-математическое биомоделирование с использованием модели биомассы широко применяется для изучения механизмов функционирования рыболовства и в дальнейшем – для обоснования на основе полученных теоретических выводов решений по управлению рыболовством. Такое моделирование помогает нам лучше понять принципы создающих ренту ресурсов и, при необходимости, учитывать это при принятии решений по установлению системы налогообложения морских биоресурсов. В статье рассматривается влияние таких характеристик морских биоресурсов, как разнообразие видов на разрабатываемой площади и стохастический характер прироста биомассы во времени на рыбную ренту в рамках экономического биомоделирования рыбопромысловой деятельности. Рассмотрена ситуация многовидового рыболовства и проведена

¹Роман Александрович Подошвелёв, аспирант Школы экономики и менеджмента, Дальневосточный федеральный университет, г. Владивосток, Россия.

Для цитирования: Подошвелёв Р. А. Влияние на рыбную ренту гетерогенности морских биоресурсов и неопределённости обновления биомассы // Азиатско-Тихоокеанский регион: экономика, политика, право. 2019. № 1. С. 61–71.

оценка того, как на рыбную ренту и интенсивность рыболовства влияет фактор неопределённости роста биомассы. Определено направление дальнейших исследований управления рыбопромысловой отраслью с позиции рентного подхода к оценке ресурса.

Ключевые слова: рыбная рента, морские биоресурсы, устойчивое рыболовство, экономическое биомоделирование, неопределенность, гетерогенность биоресурсов, индивидуальные передаваемые квоты, ресурсное налогообложение.

Roman A. Podoshvelev¹

Far-Eastern Federal University, Vladivostok, Russia

E-mail: wbcrich@gmail.com

MARINE BIORESOURCES HETEROGENEITY AND UNCERTAINTY IN BIOMASS RENEWAL AS IMPACT ON THE FISHING RENT

Abstract. Marine bioresources can be characterized as possessing a set of features that make them different from other resources that we extract in rent-extracting activities. These differences should be taken into consideration when activity is being regulated. In academic works on fishing rent and economical modeling of fishery a case of homogeneous resource extraction in a determined biomass growth condition has been studied well enough, and the methods used in researching the subject have been expanding for some time with a usage of mathematical modeling of particular features of marine bioresource. Economic biomodeling with the usage of biomass model is applied in the research of fishery's functioning mechanisms and the following justification of fishery management based on theoretical conclusions. This modeling helps us to understand the patterns of rent generating resources and to take account of it when decisions to establish a tax system for marine bioresources are made if needed. In this paper, we examine the influence of such characteristics of marine bioresources as heterogeneity on fishing area and stochastic feature of biomass renewal in time on fishing rent, using economical biomodeling of fishery. A case of heterogeneous fishery is examined, the influence of the factor of an uncertainty in biomass renewal on fishing rent is estimated. The direction for further research of fisheries management with consideration given to the rental approach to resource valuation is determined.

¹ Roman A. Podoshvelev, postgraduate student of School of Economics and Management, Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russia.

For citing: Podoshvelev R.A. Marine bioresources heterogeneity and uncertainty in biomass renewal as impact on the fishing rent // PACIFIC RIM: Economics, Politics, Law. 2019. № 1. P. 61–71.

Key words: fishing rent, marine bioresources, sustainable fishery, economical bio-modeling, uncertainty, bioresources' heterogeneity, individual transferable fishing quotas, resource taxations.

Современный круг работ по вопросам биомоделирования рыболовства, действующего в рамках устойчивого рыболовства, расширяется исследованиями по применению новых методов (работа с неопределенностью, выражаемой в невозможности точно узнать объём будущей биомассы, создание стохастических моделей рыболовства), изучению режимов рыболовства (особенно индивидуальных передаваемых квот, которые оказались эффективными как для предприятий, так и для экосистемы). Новые открытия в вопросе избегания «Трагедии общин» также создали почву для написания работ по общественному управлению рыболовством.

Биоэкономическое моделирование использования биоресурсов (в частности, морских биоресурсов) приобрело большую важность в последние десятилетия ввиду хищнической эксплуатации данных ресурсов и проблем, которые это создаёт для мирового сообщества. Проблемы биоэкономической модельной интерпретации данных ресурсов детально рассматривались Кларком и Манро [3, 4, 5]. Множество существующих моделей затрагивают проблему с таким допущением, как однородность ресурсного стока, несмотря на то, что рыболовство, обыкновенно, осуществляется выловом множества отличных по своим качествам видов. Многовидовые модели, в большинстве своём модели рыболовства с двумя видами, изучались, например, Колином Кларком при условии независимого существования двух популяций в условиях роста, описываемого логистической функцией. В дальнейшем проблема оптимального рыболовства в условиях рыболовства с двумя видами рассматривалась Сильвером и Смитом, Чаудхури, в том числе с применением условия того, что один из видов является хищным, а второй – кормовой базой для первого [1, 2, 9]. Прадхан рассматривал ситуацию, при которой в условиях двувидового рыболовства регулятор использует налог в качестве контрольного инструмента [8].

Реалистичное построение модели рыболовства в условиях гетерогенного ресурсного стока, в целом, является проблемой в плане практической оценки для дальнейших управленческих решений, так как некоторые детали модели (а именно – взаимодействие между частями ресурсного стока) являются затруднительными для оценки. Так, если мы определяем объём биомассы в момент времени t как

$$P_t = P_{t-1}f(P_{t-1}) - qE_{t-1}P_{t-1}, \quad (1)$$
$$P_t < P_{max},$$

где P – биомасса на момент времени t ,

$f(P)$ – естественный прирост биомассы на момент времени,

q – коэффициент вылавливаемости,

E – промысловые усилия на момент времени,

P_{max} – максимальный объём биомассы, который может существовать в экосистеме.

Тогда обеспечение устойчивого рыболовства происходит при $dP/dt = 0$, то есть в момент t

$$P_{t-1}f(P_{t-1}) - qE_{t-1}P_{t-1} = 0, \quad (2)$$

где при достижении долгосрочного равновесия значения не меняются во времени, следовательно:

$$Pf(P) = qEP=Y, \quad (3)$$

где Y – объём устойчивого вылова в условиях равновесия [10].

Это обычная модель устойчивого вылова в условиях гомогенности ресурса. В случае же, когда ресурс является гетерогенным и, что существенно, взаимодействующим сам с собой, биомасса описывается как сумма видов n , функцию роста которых можно описать как

$$\frac{da_i}{dt} = q_i a_i f(a_i) - \sum_1^n z_n a_n a_i, \quad (4)$$

где a_i – описываемый вид,

Z – коэффициент, описывающий эффект взаимодействия (конкуренции) двух видов между собой.

Отсюда при описании модели с гетерогенным ресурсным стоком единовременная устойчивость обеспечивается при

$$\sum_{i=1}^n (q_i a_i f(a_i) - \sum_1^n z_n a_n a_i) = \sum_1^n q_n E a_n, \quad (5)$$

долгосрочная при

$$q_i a_i f(a_i) - \sum_1^n z_n a_n a_i = q_i E a_i, \text{ для } \forall i \in (1 \dots n), \quad (6)$$

то есть в таком случае нам важно соблюдение равновесия для каждого вида, если мы не хотим изменения коэффициентов.

Когда регулятор вводит плату за доступ к ресурсу ($\tau > 0$), мы можем описать ренту рыбака как

$$r = E(\sum_{i=1}^n q_i a_i (p_i - \tau_i) - c), \quad (7)$$

где p – постоянная цена единицы ресурса i ,

c – затраты рыбака на единицу промысловых усилий.

Тогда общий объём отчислений от рыболовства регулятору описываем как

$$E \sum_{i=1}^n \tau_i q_i a_i, \quad (8)$$

соответственно, общественная экономическая выгода от рыболовства является суммой этих двух значений.

В таком случае, если мы заявляем о том, что задачей регулятора является определение и изъятие рыбной ренты, превышающей значения текущей общественной нормы возврата капитала δ , для какого-либо ресурсного участка, тогда перед нами возникает необходимость рассмотрения капитала в рыбном промысле. Пусть накопленный в рыболовстве капитал на момент t определяется как $K(t)$. Тогда мы можем определить промысловые усилия как

$$E(t) = K(t)\alpha, \quad 0 \leq \alpha \leq 1, \quad (9)$$

где α – коэффициент, показывающий, какая доля капитала была инвестирована в промысловые усилия [8].

Изменения в накопленном капитале описываются как

$$\frac{dK}{dt} = I(t) - \gamma K(t), K(0) = K_0, \quad (10)$$

где γ – ставка амортизации капитала,

$I(t)$ – объём инвестирования в момент t .

Предполагается отсюда, что объём промысловых усилий всегда пропорционален текущему объёму накопленного капитала и изменяется пропорционально инвестированному капиталу ($\gamma, \alpha = \text{const}$). Границы доли капитала, инвестированного в промысловые усилия, нестрогие, поскольку возможна ситуация, при которой капитал не выделяется на промысловые усилия. Это не обязательно означает, что рыбо-

ловные суда недоступны для проведения рыболовных операций, однако их деятельность должна быть заморожена. Эта ситуация обыкновенна для ситуации продолжающегося хищнического изъятия ресурса без учёта неидеальной гибкости капитала, в ином случае необходимо рассмотрение случаев различной стоимости приобретения и замещения капитала, что меняет положение дел.

В таком случае объём инвестирования, насколько можно предполагать, изменится в зависимости от полученной прибыли, то есть

$$I = \beta E(\sum_{i=1}^n q_i a_i (p_i - \tau_i) - c), 0 \leq \beta \leq 1, \quad (11)$$

где β – коэффициент, определяющий степень инвестирования прибыли, существующий от нуля (деятельность убыточна – ренты нет) до полного инвестирования прибыли в капитал. И в таком случае изменение промысловых усилий в момент времени описывается как

$$\frac{dE}{dt} = (\alpha I - \gamma)E = E(\alpha \beta (\sum_{i=1}^n q_i a_i (p_i - \tau_i)) - c - \gamma). \quad (12)$$

Возвращаясь к проблеме определения регулятором объёмов изъятия ренты. Учитывая установленное выше, общий уровень изъятия на рыбака должен, исходя из (7), определяться через новое описание ренты

$$r = (\delta (\sum_{i=1}^n q_i a_i p_i - c) + \frac{\gamma K}{E} + \tau)E, \quad (13)$$

откуда общий уровень изъятия ренты должен определяться через

$$\tau = (1 - \delta) (\sum_{i=1}^n q_i a_i p_i - c) - \gamma K/E, \quad (14)$$

обеспечивая тем самым нормальный уровень возврата капитала и амортизацию накопленного капитала. Отсюда объясняется и необходимость высокой дифференциации налоговой системы по добываемым при рыболовстве видам.

При этом необходимо заметить, что данная модель исходит из определения функции биомассы как детерминированной. Хотя фактически естественный рост биомассы является случайным. Чаше такой подход применим в изучении популяции в экологии. Конечно, при рассмотрении модели как стохастической возникают дополнительные вопросы, касающиеся того, как этот фактор влияет на добычу в рамках конкурентных рынков с правами собственности.

Для приведения модели в формат стохастической достаточно изменения модели, описывающей динамику ресурса, представляющей собой дополнение функцией

$$\sigma(P)\varepsilon(t)/\sqrt{dt}, \quad (15)$$

где $\sigma(P)$ – функция, существующая от $\sigma(0) = 0$ при условии, что её производная строго больше нуля,

$\varepsilon(t)$ – некоррелируемая и нормально распределённая функция с единичной дисперсией, то есть Винеровский процесс [6].

Отсюда:

$$dP = (Pf(P) - qEP)dt + \sigma(P)\varepsilon(t)\sqrt{dt}, \quad (16)$$

и при таких условиях ресурс никогда не достигает негативных значений. В таком случае можно выразить изменение нормального уровня возврата капитала как приращение

$$\sigma(P)\sigma'(P)A(P), \quad (17)$$

где $A(P)$ выражает собой выражение риска, привнесённое стохастическим характером изменения ресурса, то есть та плата, которую владелец ресурса готов был бы заплатить за снятие с ресурса стохастического параметра [7].

Так как производная $\sigma(P)$ всегда строго больше нуля, изменение нормы возврата капитала имеет строго направленный в сторону увеличения характер. Из-за того, что стохастические флуктуации ресурса увеличивают норму возврата, можно заметить, как эта особенность снижает ресурсную ренту, то есть, с учётом этой особенности, уравнение для определения изъятия ренты регулятором изменяется так:

$$\tau = (1 - \delta - \sigma(P)\sigma'(P)A(P))(\sum_{i=1}^n q_i a_i p_i - c) - \gamma K/E, \quad (18)$$

если регулятор принимает существование в деятельности надбавки за риск случайного изменения объёма ресурса.

Обращаясь к функции максимизации полезности, можно обратить внимание на то, как повлияет стохастический характер ресурса и на вылов. В условиях детерминированного процесса фирма на рынке будет максимизировать свою полезность как

$$V = \max \int_0^{\infty} e^{-\delta t} E(\sum_{i=1}^n (q_i a_i p_i - c(a_i)))dt, \quad (19)$$

до установления платности ресурса. Обозначим в таком случае издержки как функцию от популяции вида, строго убывающую на всём протяжении кривой, то есть предельные издержки понижаются при повышении популяции (или же плотности популяции на площади), что объясняется облегчением ведения рыболовной деятельности при увеличении рыбопродуктивности.

Можно предположить двойное влияние на изъятие ресурса. Во-первых, исходя из того, что функция роста биомассы, вогнутая на участке, который определяется как оптимальный уровень улова, стохастическая составляющая снижает ожидаемый уровень роста популяции. Как результат, стохастические флуктуации должны увеличивать дефицит ресурса и от того повышать ренту и понижать уровень изъятия. Однако, если считать предельные издержки в рыболовстве уменьшающимися, следовательно, функция затрат выпуклая, стохастические флуктуации популяции увеличивают ожидаемые затраты на добычу со временем (по неравенству Йенсена в теории вероятности). Из-за постоянно возникающих ожиданий повышения затрат создается мотивация для экстрактора ресурса к увеличению объёмов изъятия, снижая объём увеличивающихся затрат. Таким образом, стохастические флуктуации, отсюда, приведут к изменению рыболовства и ренты тремя путями: во-первых, из-за снижения вследствие флуктуации объёмов ресурса, и поскольку их вариация является возрастающей функцией, возникает мотивация снижать общий объём ресурса, увеличивая темп изъятия; во-вторых, флуктуации увеличивают ожидаемые затраты по добыче с течением времени, и это также создает мотивацию для увеличения темпов изъятия; в третьих, учитывая установленный регулятором объём изъятия, любая флуктуация популяции снижает ожидаемый рост объёмов ресурса и отсюда снижает объём изъятия. Отсюда, в зависимости от определённого состояния функции биомассы, эффект влияния случайности на объёмы изъятия неопределяем, снижение ренты безусловно.

Фактически, общим параметром, определяющим характер направленности функции ренты на единицу ресурса во времени, является производная функции роста биомассы.

Стоит заметить, что показанная схема (рис. 1) демонстрирует уровень ренты на единицу ресурса (для нахождения общего уровня природной ренты необходимо знать уровень изъятия в системе), а также не показывает преимущества в выбранном методе разработки ресурса для показателя ренты на единицу ресурса, только условную направленность изменения этого показателя.

В случае, когда мы изымаем меньше ресурса, чем его прирастает, мы не можем ожидать вечного повышения уровня ренты на единицу ресурса, так как экосистема обладает предельным уровнем биоресурса, который она может поддерживать, то есть, при достижении максимального уровня плотности ресурса на рассматриваемой площади рост ренты на единицу ресурса также остановится.

Рис. 1. Иллюстрация принципа зависимости изменения ренты на единицу изымаемого ресурса от производной функции роста биомассы

Морской биоресурс как биоресурс большую часть стоимости несёт в прямом потреблении ресурса, которая отражается при помощи рыночного механизма. В идеальных условиях рыночная стоимость торгуемой квоты на вылов, с учётом того, что квота определена верно, стремится к её рентной стоимости на определённом участке времени.

Мировое рыболовство достаточно широко использует инструмент квотирования общего объёма изъятия ресурса, проблема определения которого решается при помощи моделирования устойчивого рыболовства, то есть нахождения равенства годового прироста и годового улова, как в (3), что в устойчивой системе должно приводить к рыночному равновесию.

Когда мы говорим о квотах, мы затрагиваем не вопрос прав собственности, а вопрос прав использования, поэтому стоимость квоты всегда ниже рентной стоимости ресурса. Торг на вторичном рынке должен приводить к более эффективному вылову, повышению объёма ресурса на рынке до объёмов, предусмотренных квотами на вылов, что должно приводить к ситуации колебаний цены, стоимости и эффективности промысловых усилий. Цена квот на вторичном рынке в таких условиях будет пересматриваться до момента достижения эффективного и полного использования прав на вылов.

Объективные причины не допускают действительно широкой дифференциации квот по критерию территориальности, так как необходим учёт всех природных факторов, влияющих на рыбную ренту, в том числе и расстояние до разрабатываемой площади, помимо её характеристик, однако можно предполагать, что рыночные механизмы могут приблизить плату за квоту, которая и должна определиться как T , к значению рыбной ренты.

Как было показано ранее, модели, связанные с мировым рыболовством, должны учитывать стохастический характер колебаний ресурса, а детерминистский характер моделей является упрощением. Отсюда следует, что квота никогда не сможет полностью отразить природную ренту ещё и потому, что предприниматель в своём желании платить за право пользования квотой учитывает и риски, порождаемые пробабилистским характером модели биомассы морских биоресурсов.

Возможности торговли квотами на вылов, их деление и объединение самими пользователями квот как дополнительный инструмент учёта рисков при рыболовстве ещё недостаточно хорошо изучены. Необходимо обратиться к моделированию существования вторичного рынка квот на вылов, изучить, как может влиять неопределённость в условиях его существования.

Список литературы

1. Chaudhuri, K. S. Bioeconomic dynamics of a fishery modelled as an S-system / K. S. Chaudhuri, T. Johnson // *Mathematical Biosciences*. – 1990. – Vol. 99, iss. 2. – P. 231–249.
2. Chaudhuri, K. S. On the combined harvesting of a prey-predator system / K. S. Chaudhuri, S. Saha Ray // *Journal of Biological Systems*. – 1996. – Vol. 4, iss. 3. – P. 373–389.
3. Clark, C. W. Buyback Subsidies, the time consistency problem, and the ITQ alternative / C. W. Clark, G. R. Munro, U. R. Sumaila // *Land Economics*. – 2007. – Vol. 83, iss. 1. – P. 50–58.
4. Clark, C. W. The economics of fishing and modern capital theory: a simplified approach / C. W. Clark, G. R. Munro // *Journal of Environmental Economics and Management*. – 1975. – Vol. 2. – P. 92–106.
5. Clark, C. W. The optimal exploitation of renewable resource stocks: problems of irreversible investment / C. W. Clark, F. H. Clarke, G. R. Munro // *Econometrica*. – 1979. – Vol. 47, iss. 1. – P. 25–47.
6. Gleit, A. Optimal harvesting in continuous time with stochastic growth // *Mathematical Biosciences*. – 1978. – Vol. 41 – P. 111–123.
7. Pindyck, R. S. Uncertainty in the theory of renewable resource markets // *The Review of Economic Studies*. – 1984. – Vol. 51, iss. 2. – P. 289–303.
8. Pradhan, T. A dynamic reaction model of a two-species fishery with taxation as a control instrument: a capital theoretic analysis / T. Pradhan, K. S. Chaudhuri // *Ecological Modelling*. – 1999. – Vol. 121. – P. 1–16.
9. Silvert, W. Optimal exploitation of a multispecies community / W. Silvert, W. R. Smith // *Mathematical Biosciences*. – 1977. – Vol. 33. – P. 121–134.

10. Fox, W. W., Jr. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations // Transactions of the American Fisheries Society. – 1970. – Vol. 99, iss. 1. – P. 80–88.

References

1. Chaudhuri K.S., Johnson T. Bioeconomic dynamics of a fishery modelled as an S-system. *Mathematical Biosciences*, 1990, vol. 99, iss. 2, pp. 231–249.
2. Chaudhuri K.S., Saha Ray S. On the combined harvesting of a prey-predator system. *Journal of Biological Systems*, 1996, vol. 4, iss. 3, pp. 373–389.
3. Clark C.W., Munro G.R., Sumaila U.R. Buyback subsidies, the time consistency problem, and the ITQ alternative. *Land Economics*, 2007, vol. 83, iss. 1, pp. 50–58.
4. Clark C.W., Munro G.R. The economics of fishing and modern capital theory: a simplified approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1975, vol. 2, pp. 92–106.
5. Clark C.W., Clarke F.H., Munro G.R. The optimal exploitation of renewable resource stocks: problems of irreversible investment. *Econometrica*, 1979, vol. 47, iss. 1, pp. 25–47.
6. Gleit A. Optimal harvesting in continuous time with stochastic growth. *Mathematical Biosciences*, 1978, vol. 41, pp. 111–123.
7. Pindyck R.S. Uncertainty in the theory of renewable resource markets. *The Review of Economic Studies*, 1984, vol. 51, iss. 2, pp. 289–303.
8. Pradhan T., Chaudhuri K.S. A dynamic reaction model of a two-species fishery with taxation as a control instrument: a capital theoretic analysis. *Ecological Modelling*, 1999, vol. 121, pp. 1–16.
9. Silvert W., Smith W.R. Optimal exploitation of a multispecies community. *Mathematical Biosciences*, 1977, vol. 33, pp. 121–134.
10. Fox W.W., Jr. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1970, vol. 99, iss. 1, pp. 80–88.