Разработка методов оценки влияния природных и антропогенных факторов на изменения в пищевых цепях экосистемы Баренцева моря

1 Влияние климатических изменений на пищевые цепи экосистемы Баренцева моря

Климат Баренцева моря определяется географическим положением моря, его непосредственной связью с Атлантическим и Северным Ледовитым океанами и характеризуется крайне неустойчивой погодой, продолжительной, но относительно мягкой зимой, коротким холодным летом, сравнительно низкой годовой температурой воздуха и большой относительной влажностью [1]

Согласно анализу литературных данных, температура водных масс, измеряемая на разрезе "Кольский меридиан", в полной мере отражает влияние климатических флуктуаций на экосистему Баренцева моря. В соответствии с рисунком 1 приведен график осредненной в слое 0-200 м температуры воды на этом разрезе по данным [2]дополненным нами информацией с сайта http://www.pinro.ru. В соответствии с рисунком 1 были выявлены температурные аномалии, характерные для Баренцева моря, что позволило подразделить всю последовательность лет на классы "теплый", "нормальный" и "холодный" в зависимости от значения средней температуры по отношению к т.н. климатической норме.

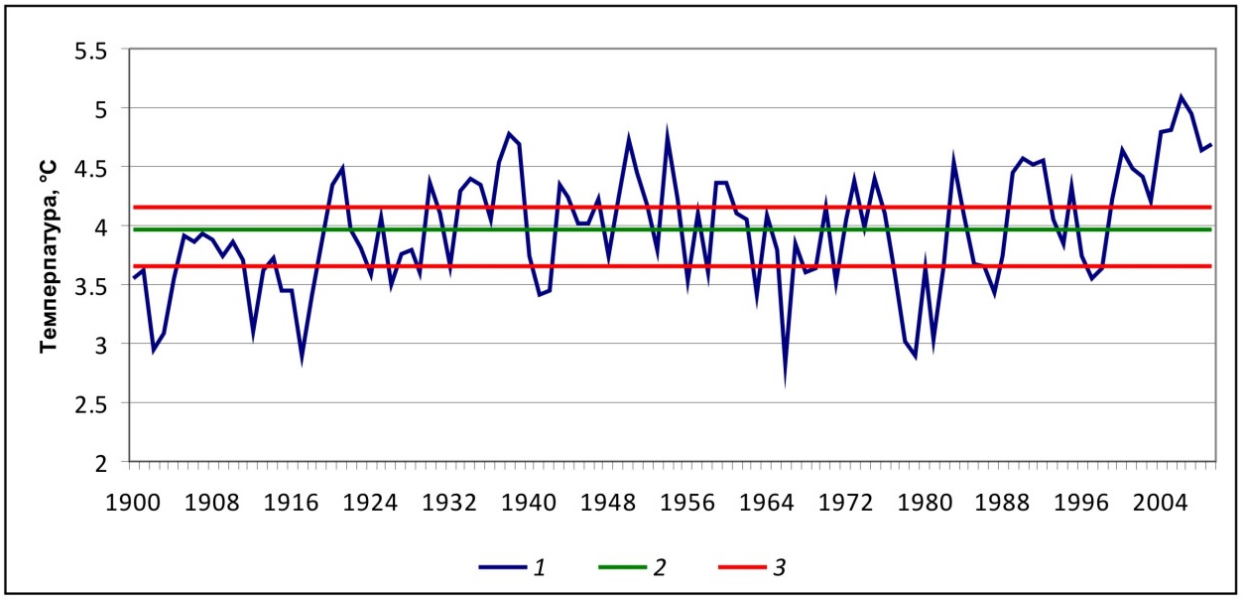


Рисунок 1 - Температура воды в слое 0-200 м. на Кольском разрезе за период 1900-2009 гг. (1 – среднегодовая температура, 2- среднее значение, 3 – интервал температур, соответствующих климатической норме)

Температурные условия играют существенную роль для большинства гидробионтов Баренцева моря. Так, лофотено-баренцевоморская треска – важнейший промысловый вид региона - встречается при температурах от минус 1 до +6°С, но предпочитает 3-5°С зимой и 2-3°С летом.

Нерест трески вблизи Лофотенских островов совершается в водах смешанного происхождения, в заливах и над банками при температуре 4-6°С [3].

Новейшие научные данные, полученные норвежскими и российскими учеными, показывают наличие статистически значимых связей между факторами среды (в частности температурой воды) и миграционным поведением, пространственным распределением, а также численностью пополнения трески. Так, например, в холодные годы треска не совершает протяженных миграций, ее промысловые скопления локализованы в южной и юго-западной частях Баренцева моря. В теплые годы треска широко распространяется по акватории моря и достигает предельных участков своего нагульного ареала вплоть до прибрежных вод Новой Земли на востоке и Возвышенности Персея на севере [4]. По результатам корреляционного анализа, выполненного в работе [5], пополнение трески в возрасте 3 лет напрямую связано со средней температурой воды в слое 0-200 м. Это хорошо прослеживается при детальном рассмотрении карт распространения трески в Баренцевом море [6] в различные по климатическим характеристикам годы.

Согласно литературным данным, климатические характеристики вод Баренцева моря значительно влияют на жизненный цикл популяции трески. Основной пищей баренцевоморской трески является рыба: мойва, сельдь, сайка, песчанка и др. Кроме рыбы треска активно питается беспозвоночными: ракообразными, моллюсками, червями и т.д. Следует заметить, что пища трески может быть обильной или бедной, как в холодные, так и в теплые годы. Однако Т. Иоргенсен обнаружил положительную связь средней линейной длины возрастных групп с отношением численности мойвы к численности трески и изменениями температуры воды. При этом увеличение средних весовых характеристик трески ассоциируется с высокими температурами воды и увеличением запасов мойвы, и наоборот, уменьшение среднего веса наблюдалось в периоды низких температур воды и малой численности мойвы [2].

Температура вод также влияет и на промысел. При понижении температуры воздуха и воды и увеличении ледовитости уловы трески увеличиваются из-за большей плотности скопления рыбы. Так, например, в холодные годы, когда практически на всей акватории Баренцева моря наблюдаются отрицательные аномалии температуры воды, промысел был в основном локализован в его южной и юго-западной частях. С наступлением теплого периода и сменой знака температурных аномалий с отрицательного на положительный промысловые скопления трески распределяются на более широкой акватории с заметным продвижением в восточном (Гусиная банка) и, особенно, в северном (Возвышенность Персея) направлениях, что уменьшает величину концентраций промысловых скоплений.

В холодные годы сокращаются площади нереста, более длительный период эмбрионального развития при более низких температурах повышает вероятность гибели икры от

влияния различных факторов, худшая и не своевременная обеспеченность пищей вылупившихся личинок трески при низкой температуре приводит к более высокому проценту их гибели в самый ответственный период развития, замедленный рост личинок и молоди трески при низкой температуре повышает вероятность их гибели от хищников и понижает их способность успешно перенести первую зимовку, суровые условия в период первой зимовки приводят к высокому проценту гибели рыб [2].

Применение математических моделей позволяет оценить влияние климатических факторов на динамику численности важных промысловых видов в Баренцевом море.

2 Рыбохозяйственная деятельность

Проблема переэксплуатации морских биоресурсов к началу XXI века стала одной из ключевых проблем современного природопользования. Переэксплуатация имеет серьезные экосистемные последствия, т.к. является селективным организованным хищничеством.

Специалисты выделяют несколько типов переэксплуатации [7]:

- перелов молоди рыб, т.е. изъятие особей, не достигших зрелого возраста;
- репродуктивный перелов, т.е. подрыв размеров нерестового стада;
- экономический перелов, т.е. вылов в объемах, превышающих уровень экономической выгоды (этот уровень, как правило, ниже максимально допустимого изъятия биоресурсов);
- экосистемный перелов, т.е. нарушение (изменение) баланса видов и, как следствие, “отвод” части системной экологической продукции в побочные пищевые цели (т.е. в нересурсные виды);
- “мальтузианский” перелов, т.е. перенасыщение моря (акватории) рыболовными усилиями (количество и мощность судов, экологически вредные средства добычи и др.).

Основную задачу регулирования рыболовства в связи с этим специалисты видят в определении того оптимального устойчивого улова, величина которого должна гарантировать предотвращение подрыва воспроизводительной способности стада.

С ростом пресса промысла, согласно анализа литературных данных, сокращается продолжительность жизненного цикла рыб, омолаживается размерно-возрастной состав уловов, уменьшается число рыб с повторным нерестом, увеличивается доля нерестующих самцов, уменьшается популяционная плодовитость. Темп роста, особенно у молодых рыб, увеличивается, ускоряется темп полового созревания. Средний возраст в популяции сдвигается в сторону младших возрастов и уменьшается максимум ихтиомассы. Сокращается биомасса популяции из-за уменьшения количества рыб старших возрастов. В этих условиях вероятность перемещения промысловых усилий на видоизмененную структуру промыслового запаса, т.е. на более молодые возрастные группы, существенно возрастает, что и происходит в последние годы на тресковом промысле в Баренцевом море. Чем больше число участников рыболовного процесса и их пространственно-временная концентрация, тем выше вероятность нарушений правил устойчивого рыболовства, включая негативное воздействие на донные биоценозы [8-11].

Одним из таких нарушений в глобальном масштабе признаны приловы и выбросы. Под приловами понимается непреднамеренное и/или нежелательное изъятие водных животных при добыче разрешенных к вылову промысловых объектов. Важно подчеркнуть, что младшие возрастные группы целевых промысловых объектов, не разрешенные или ограниченные в промысловом отношении, при их непреднамеренном и/или преднамеренном изъятии также

считаются приловом. Суммарно приловы достигают 30% от всего объема уловов. Основные причины и мотивы прилова – несовершенство орудий лова, не позволяющих селективно облавливать конкретный биоресурс, выбор неоптимальных, нерекомендуемых или запрещенных орудий лова, промысел в ограниченных или запрещенных районах. Как правило, прилов выступает в качестве побочного эффекта монопромысла, что делает его экономически невыгодным из-за сложности реализации (разница в цене на треску разных размеров составляет более чем 250 %).

Разные величины ОДУ (общий допустимый улов) на разные виды ресурсов, разные темпы реализации промысловых квот на эти ресурсы сильно осложняют реальный промысловый процесс. Результатом становятся приловы нецелевых ресурсов – неучтенные статистически, утраченные экономически и вредные в экосистемном отношении миллионы тонн гидробионтов, так и не ставшие биоресурсами. Среди наиболее распространенных мер – запреты на выбросы, смешанное квотирование, временное закрытие промысловых районов, повышение селективности орудий лова и другие меры [12-13].

Еще один серьезный фактор неустойчивого рыболовства – сокрытие уловов или браконьерство. При этом сверхквотируемая добыча особенно опасна, т.к. способствует генерации всех типов переэксплуатации одновременно. Значительные масштабы происходящего незаконного, несообщаемого и нерегулируемого рыбного промысла (ННН-промысла) представляют собой угрозу устойчивому управлению рыбными запасами.

Проведенный анализ литературных источников, показал, что промышленное рыболовство может оказывать большое воздействие на другие части экосистемы (непромысловые). Сокращение уровня промысловых популяций рыб вследствие возросшего лова или неудач в воспроизводстве имеют значение для всей экосистемы вне зависимости от причины сокращения – будь то деятельность человека или естественные причины. Сокращение популяций рыб может привести к критическому сокращению кормовой базы как морской птицы, так и морских млекопитающих.

Например, сокращение кормовой базы гренландских тюленей вследствие перелова привело к изменениям в традиционных путях миграций [14]. Это в свою очередь приводит к увеличению напряженности в трофических цепях экосистем прибрежья Баренцева моря, наличие которой видно по современному состоянию рыбоядных птиц [15].

Воздействие рыбного промысла на донные сообщества может быть как прямым, так и косвенным. К первому можно отнести непосредственное воздействие орудий лова на донные биоценозы. Ко второму – влияние на бентосные сообщества через сокращение популяции промысловых видов рыб.

Сокращение популяций промысловых рыб вследствие интенсивного изъятия или неудач при воспроизводстве приводит к недоиспользованию кормовых ресурсов. В популяции возрастает

доля взрослых особей (наблюдается укрупнение моллюсков), а это приводит к сокращению кормовой части зообентоса.

Воздействие рыболовной отрасли на состояние популяций птиц, особенно на птиц-ихтиофагов, также вполне возможно. Ряд видов птиц (облигатные ихтиофаги) тесным образом связан с рыбой и снижение численности пищевых объектов птиц, естественно, приводит к уменьшению численности и их популяций (т.е. консументов более высоких порядков). Значимым может быть воздействие прежде всего на виды, занесенные в Красную книгу РФ.

Также птицы и морские млекопитающие попадают в сети. Особенно страдают тюлени и морские свиньи. При недостатке корма тюлени могут предпринять массовую миграцию, такую как нашествие гренландского тюленя на прибрежные районы Баренцева моря зимой 1986–1987 гг. Тогда была документально подтверждена гибель в сетях около 60 000 особей гренландского тюленя. Несмотря на редкость таких массовых миграций, данный пример говорит о том, что прилов в сети временами становится значительной проблемой. Существовавший ранее дрифтерный промысел лосося (запрещен с 1989 г.) также представлял значительную проблему для популяции морских свиней.

Подводя итог, подчеркнем еще раз важность недопущения перелова молоди [16-17]. Во всех районах Атлантики и Тихого океана, где ведется рыбный промысел трески, цепочка неоптимального управления начинается и замыкается именно этим звеном: ошибка в оценке промыслового запаса → сверхоптимистические ОДУ – перелов молоди – неверная оценка нерестового запаса → завышение промыслового → завышение ОДУ и т.д.

Если суммировать все ошибки практики принятия решений и прогноза запаса, базирующиеся на комплексе факторов неопределенности, а нередко и тенденциозности, то эта величина составит десятки процентов (50% - 100%). Даже при условии неполной аддитивности всех негативных факторов, систематическое завышение уловов коммерческих видов, т.е. переэксплуатация, практически неизбежна при современной практике рыболовства. Действуя систематически, переэксплуатация ведет к деградации популяций, нестабильности экосистемы и негативным социально-экономическим последствиям, что показано в соответствии с рисунком 2.

Общим экосистемным следствием этого процесса выступает прогрессирующее со стороны (со скоростью 0.1 в десятилетие) снижение трофических уровней в морских экосистемах, на которых ведется рыболовство [18-24]. Практически это означает, что происходит постепенное замещение ценных биоресурсов (например, хищные донные рыбы) на менее ценные массовые пелагические короткоживущие виды. При этом риск ведения рыболовства в неустойчивом режиме возрастает из-за подрыва кормовой базы конечных звеньев экосистем и большей сложности прогнозирования совместного эффекта климатических и антропогенных факторов в пополнении этих, сильно подверженных флуктуациям, популяций рыб.

Для оценки влияния природных и антропогенных факторов на изменения в пищевых цепях Баренцева моря была выбрана группа математических моделей, т.к. этот метод позволяет наиболее полно иследовать воздействие большого числа факторов на экосистему.

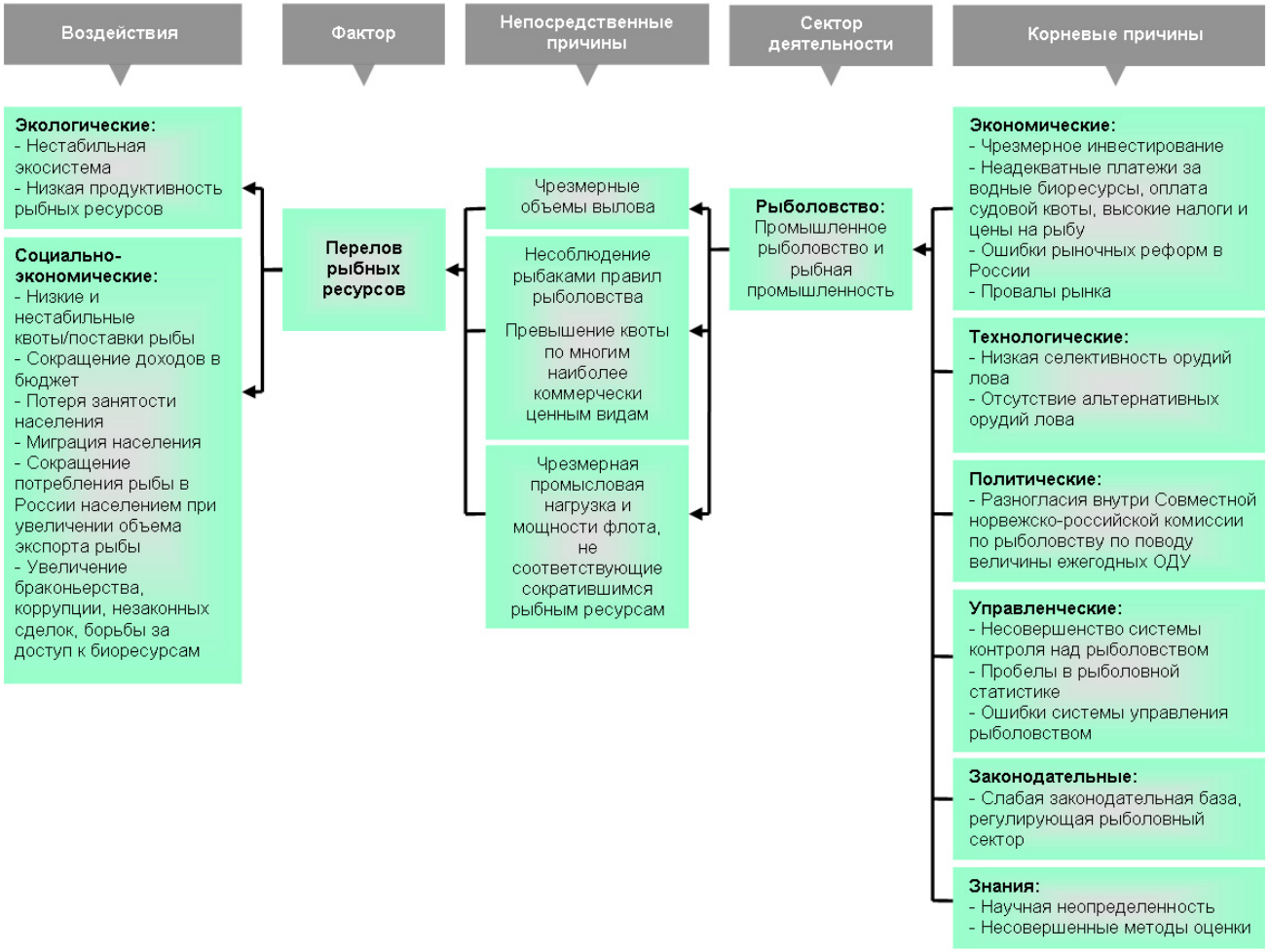


Рисунок 2 – Причины и последствия переэксплуатации рыбных ресурсов

3 Модель трофодинамики Баренцева моря

Предлагаемый метод оценки влияния природных и антропогенных факторов на изменения в пищевых цепях экосистемы Баренцева моря основан на модельном подходе.

В последние годы разрабатываются новые подходы к управлению промыслом в Баренцевом море, базирующиеся на использовании моделей экосистем, учитывающих большое число переменных состояния и межвидовые взаимодействия [25-27].

В предлагаемом программном комплексе [28] был реализован подход, с помощью которого была сформирована упрощенная модель трофодинамики экосистемы Баренцева моря и проведен ретроспективный анализ влияния промысла на популяции мойвы (*Mallotus villosus villosus (M.)*), трески (*Gadus morhua morhua (L.)*) и гренландского тюленя (*Pagophilus (Phoca) groenlandicus*) [29].

В отчете по НИР «Применение математических моделей океанографических и экосистемных процессов в Белом и Баренцевом морях для комплексного анализа и прогнозирования динамики морских систем, управления прибрежными зонами» (2006, 2007) [30, 31] показано, что для периода 1964-1992 гг. расчетные значения запасов мойвы, трески и тюленя удовлетворительно воспроизводят данные наблюдений за этими популяциями, однако после 1992 г. динамика модельных траекторий расходится с оценками запасов основных промысловых видов. В качестве основных гипотез, которые могли бы объяснить такие различия, были высказаны следующие предположения: а) недостаточно надежные данные о температурном и солевом режиме и первичной продукции, используемых в качестве внешних факторов для модели; б) упрощенная структура пищевой сети.

Классическая схема пищевой цепи Баренцева моря включает 5 трофических уровней [32]: I – первичные продуценты, II – первичные консументы (фитофаги), III – вторичные консументы (смешанное питание), IV – третичные консументы (планктонные хищники и мелкие нектонные хищники), V – четвертичные консументы (крупные хищники).

В работе [33] с целью усовершенствования комплекса было проведено расширение трофодинамической сети за счет включения рыбы - планктофага (сельди) и деление группы зоопланктон на размерные подгруппы с учетом наиболее массовых сообществ планктонных организмов: макро- (эвфаузииды), мезо- (копеподы) и микропланктон (простейшие). Это должно было обеспечить организацию пищевой конкуренции между видами и более полную дифференциацию потоков органического вещества и энергии по трофическим уровням в рамках модели, а также позволить обнаружить и исследовать более тонкие эффекты и связи.

Компоненты, включенные в вектор состояния данной модели, с учетом важности в планктонной трофической сети и вклада в трансформацию потока энергии, представлены в

соответствии с рисунком 3. Основные виды - мойва (Mallotus villosus villosus (M.), сельдь (Clupea harengus harengus), треска (Gadus morhua morhua (L.) и гренландский тюлень (Pagophilus (Phoca) groenlandicus) - представлены в модели самостоятельно. Остальные переменные состояния представляют собой агрегированные таксоны фитопланктона, бактерий и основных размерных групп зоопланктона.

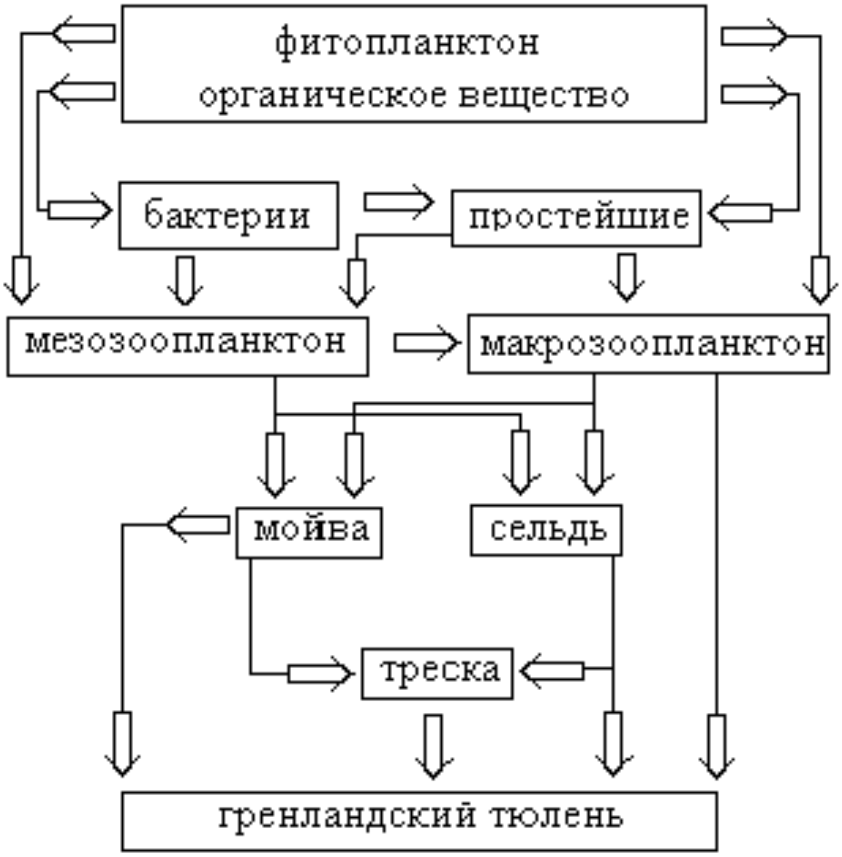


Рисунок 3 – Схема уточненной трофодинамической модели экосистемы пелагиали Баренцева моря

Предполагается в рамках работ второго этапа (разработки экспериментального образца программного комплекса «КЭБ»), основываясь на имеющемся опыте моделирования экосистемы Баренцева моря, провести новые модельные расчеты, расширив трофическую сеть за счет арктических видов, обитающих на границе кромки льда (в т.ч. в Шпицбергенском районе моря) – сайки (*Boreogadus saida*), нерпы (*Phoca hispida*) и белого медведя (*Ursus maritimus*). Добавление пелагической рыбы (сайки) в трофическую сеть модели позволит оценить допустимые уровни изъятия этого важного промыслового вида. Необходимость введения хищников высшей ступени (кольчатой нерпы и белого медведя) обусловлена важностью оценки воздействия этих видов на запас промысловых рыб Баренцева моря. Также будет произведена оценка влияния климатических изменений на динамику численности рассматриваемых видов в экосистеме Баренцева моря.

Описание модели трофодинамики. Модель трофодинамики [34] основана на представлении экосистемы в виде совокупности компартментов, между которыми осуществляется обмен

веществом и энергией в соответствии со схемой пищевых связей (1).

$$dB_0/dt=\Sigma_k M_k+\Sigma_k H_k-G_0-S_0-W_0+V_0,$$

$$dB_1/dt=P_1-M_1-G_1-W_1+V_1, \qquad (1)$$

$$dB_i/dt= C_i-H_i-R_i-M_i-G_i-F_i-W_i+V_i+L^+_i-L^-_i,\ i=2,\ldots, N$$

где: B_0- концентрация органического вещества (ОВ), B_1- биомасса продуцентов, B_i- биомасса консументов, P_1 - первичная продукция, C – рацион, R – траты на обмен, H - неусвоенная пища, M - смертность, G – выедание, F - антропогенная нагрузка (вылов, смертность от загрязнения и др.), V- внешний приток компонента, W - отток за пределы водоема, L^+, L^-- возрастные переходы консументов для популяций, разделенных на поколения; S_0- захоронение ОВ в донных отложениях.

В принятой модельной схеме первичная продукция рассматривается в качестве внешнего фактора, оказывающего воздействие на морскую экосистему. И хотя продуценты присутствуют в агрегированном виде в качестве переменной вектора состояния системы, часть процессов, определяющих зависимость продукционных процессов от обеспеченности биогенными элементами и факторов среды, вынесена за рамки модели. Запас ОВ пополняется за счет притока извне, метаболической продукции, образующейся при отмирании организмов и экскреции органического вещества, а деструкция ОВ обеспечивается введением в группу консументов такого звена как бактерии, которые потребляют его качестве пищи.

Система уравнений (1) в явном виде не содержит пищевых взаимодействий между переменными, для их выделения необходимо дать более полную расшифровку отдельных слагаемых энергетических балансов (1а-1в).

Рассматриваемая ниже параметризация энергетических потоков позволяет выразить их через значения переменных состояния системы. Полный рацион представляет собой сумму частных рационов, формирующихся за счет отдельных видов жертв:

$$C_i=\sum_j C_{ij} =\sum_j c_{ij}B_j, \qquad (1а)$$

где C_{ij} частные рационы, c_{ij} - частные удельные рационы или скорость трансформации j-го компонента в i-ый. Совокупность видов, для которых c_{ij} отлично от нуля, составляет спектр питания. Соответственно, для выедания справедливо (суммирование производится по хищникам данного вида):

$$G_i = \sum_k c_{ki} B_i. \qquad (1б)$$

В общем случае частные рационы C_{ij} должны зависеть как от биомассы жертвы, так и от биомассы хищника и есть разные способы описания этого типа взаимодействия, называемого в литературе трофической функцией или функциональным откликом [35-39].

В случае одного вида пищи полный рацион имеет вид:

$$C_i = C^{max}_i f(\mu_i) B_i, \qquad (1в)$$

где C^{max} - максимальная скорость питания, $0 < f(\mu_i) < 1$ - трофическая функция, μ_I – индикатор пищевых условий.

При ухудшении трофических условий рацион в среднем уменьшается, но одновременно с уменьшением темпа весового роста растёт популяционная смертность от недостатка пищи (M). Поэтому можно ввести зависимость эффективного удельного рациона от пищевых условий (трофическую функцию) следующим образом (2):

$$C = C^{max} [1 - a(1-\mu)] B,$$
$$M = C^{max} b(1-\mu) B, \qquad (2)$$
$$\mu(\xi, \delta) = \min(1, \xi, \delta),\ \xi = K/K^*,\ \delta = \gamma/\gamma^*, \gamma = K/B,\ \gamma^* = K^*/B^*,$$

при этом $0<a<1$ - коэффициент чувствительности полного рациона C к изменению условий питания, $0<b<1$ - коэффициент чувствительности популяционной смертности к дефициту пищи. K - концентрация пищи, B – биомасса хищника, $\gamma = K/B$ - обеспеченность пищей, B*, K* - «пороговые» концентрации потребителя и корма соответственно, -

При построении данной функции использованы широко известные зависимости Моно и Контуа [40], а также принцип минимума Либиха, лежащий в основе конструкции L-систем [41].

Наибольшая трудность связана с корректным описанием питания в случае многих жертв. Здесь применяется подход, основанный на понятии «обобщенный корм» (3):

$$K_i(t) = \sum_j w_{ij} \eta_{ij} B_j(t),$$
$$\beta_{ij}(t) = w_{ij}\eta_{ij} B_j(t)/K_i(t) = \beta^*_{ij} B_j(t),\ \beta^*_{ij}(t) = w_{ij}\eta_{ij}/K_i(t)$$
$$c_{ij} = C_i(t) B_i(t) \beta^*_{ij}(t) = C_i(t)\beta_{ij}(t)[B_i(t)/B_j(t)], \qquad (3)$$
$$C_i(t) = C^{max}_i \varphi_i(t) \alpha_i(a_i),\ \alpha_i(a_i) = 1 - a_i(1-\mu_i),$$
$$\mu_I(t) = \min\{1, \xi_i, \delta_i\},\ \xi_i = K_i(t)/K^*_i,\ \gamma_i = K_i(t)/B_i(t),\ \gamma^*_i = K^*_i/B^*_I,\ \delta_i = \gamma_i/\gamma^*_I,$$

где $K_i(t)$ – суммарный доступный (обобщенный) корм для i-го хищника; η_{ij} – коэффициент доступности j-го вида корма для i –го хищника, w_{ij} - параметр предпочтения, β_{ij} – доли, определяющие спектр питания, c_{ij} - частные удельные рационы или скорость трансформации j-го компонента в i-ый, $\varphi_i(t)$ - функция влияния среды, $\alpha_i(a_i)$- функция влияния условий питания, a_i - параметр чувствительности к изменению условий питания, μ_i - индикатор трофических условий, ξ_i -коэффициент обилия пищи, K^*_i– пороговая концентрация корма, γ_i– коэффициент обеспеченности пищей, γ^*_i– нормативный коэффициент обеспеченности пищей, B^*_i – пороговая концентрация потребителя, δ_i– коэффициент относительной обеспеченности пищей.

Эффективность использования пищи на рост можно оценить двумя трофическими коэффициентами. Первый из них K1- коэффициент ассимиляции - определяется как отношение ассимилированной энергии (A) к потребленной (C), а второй K2 - продукционный коэффициент - как отношение затрат на рост (P) к ассимилированной энергии (A): K1=A/C, K2=P/A.

В предположении, что эти параметры не сильно изменяются, можно выразить часть потоков в (3) через рацион (4):

$$
\begin{aligned}
&H_i=C_i - A_i=(1 - K1_i)C_i,\\
&R_i=A_i - P_i=(1 - K2_i)A_i = (1-K2_i)K1_iC_i, \qquad (4)\\
&P_i = C_i-H_i-R_i = K2_iK1_iC_i.
\end{aligned}
$$

Эта схема (4) основана на усреднённых значениях энергетических коэффициентов K1 и K2, причем продукция вида здесь всегда остается положительной.

При описании смертности особей в популяции будем выделять естественную смертность и смертность в результате воздействия внешних факторов (антропогенные воздействия, низкие температуры, недостаток корма и т.д.). Естественную смертность полагают пропорциональной плотности популяции, добавочная смертность может также зависеть от ряда других факторов (5).

$$
\begin{aligned}
&M_i=m_iB_i =(m^0_i+m^1_i)\, B\\
&m^0_i = m^{min}_i\, \varphi_i(t)+ m^{max}_i\, (1-\varphi_i(t)), \qquad (5)\\
&m^1_i= K1_iK2_iC^{max}_i\varphi_i(t)\alpha_i(b_i),\ \alpha_i(b_i)=b_i(1-\mu_i)
\end{aligned}
$$

где m^0_i – интенсивность естественной смертности, $\varphi_i(t)$ - функция влияния среды на смертность, m^{min}_i, m^{max}_i – минимальная и максимальная интенсивность отмирания, соответственно, в

оптимальных и не оптимальных условиях, m^1_i – интенсивность отмирания при недостатке пищи, b_i - чувствительность смертности к изменению индикатора питания.

Смертность, связанная с промыслом (F_i), предполагается пропорциональной биомассе популяции и определяется интенсивностью воздействия (6):

$$F_i=f_i B_i, \qquad (6)$$

где f_i – интенсивность воздействия.

Потоки W, V описывают обмен между водоемом и внешней средой.

При выделении нескольких возрастных стадий, отличающихся характерным временем (продолжительностью пребывания в них особей популяции) и параметрами развития (спектром питания, темпами роста и др.), в модель трофодинамики может быть включена каждая из них. После окончания каждой стадии реализуется возрастной переход, связанный с переносом энергии от одной группы к другой (в модели (1) потоки L^+_I, L^-_i).

Для части органического вещества предусмотрен механизм его захоронения в донных отложениях без последующей мобилизации в рамках рассматриваемой части пищевой сети водоема (7):

$$\begin{aligned} &S_0 = \Delta P_1, \\ &S_0=\lambda_0\nu_0 B_0 \qquad (7) \\ &\lambda_0=\Delta P_1/\nu_0 B^*_0, \end{aligned}$$

где P_1 – годовая первичная продукция, Δ - доля оседающего ОВ от годовой первичной продукции, ν_0 - доля взвешенного ОВ в общем ОВ, λ_0- скорость захоронения. Так как B_0 – «медленная» переменная, то можно положить λ_0 неизменной в течение года и оценить через среднегодовой запас ОВ (B^*_0).

В качестве внешних факторов в модели, кроме первичной продукции, вылова для промысловых популяций задается температура и соленость среды обитания гидробионтов. Основой количественного описания влияния не зависящих от плотности популяций факторов среды (температура, соленость) на рост и смертность особей является закон толерантности (отдельные виды могут существовать только в своем собственном диапазоне температур и соленостей, который шире, чем оптимальный диапазон, в котором наблюдается рост и размножение организмов).

Расчетный шаг модели – декада. Значения внешних факторов должны быть заданы с шагом месяц для всего расчетного интервала.

Представленная выше модель на первом этапе работ была модифицирована к современным условиям состояния среды Баренцева моря на основе базы океанографических характеристик [42]. На основе информации, содержащейся в Атласе климатических изменений в больших морских экосистемах Северного полушария [42], а это более 214 тыс. океанографических станций в Баренцевом море за период с 1870 по 2013 гг., на разрезе ”Кольский меридиан” была выбрана репрезентативная точка (в соответствии с рисунком 4), для которой с радиусом корреляции 150 км были выбраны и затем осреднены с шагом месяц данные по температуре и солености за период с 1964 по 2013 гг. (методика обработки данных подробно изложена в работе [43]).

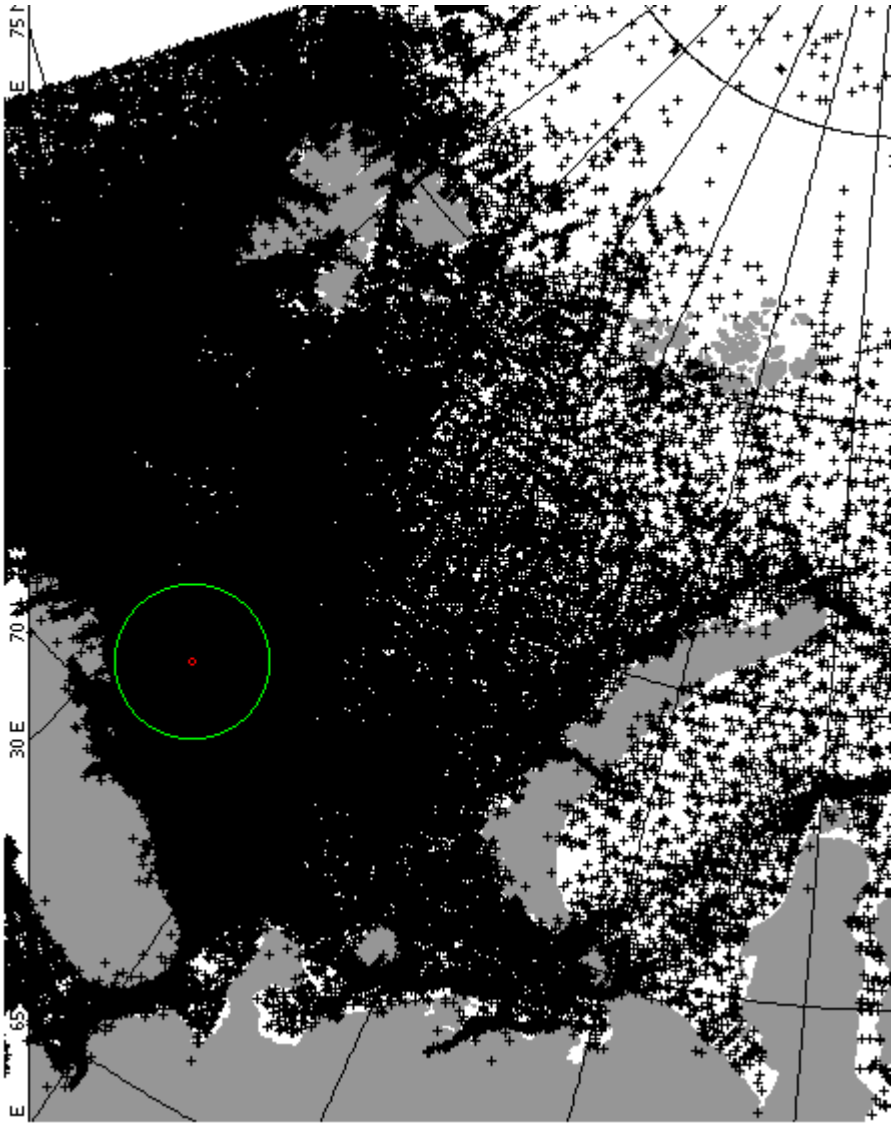


Рисунок 4 – Положение реперной точки и области влияния для расчета динамики температуры и солености воды Баренцева моря

В рамках второго этапа работ необходимо будет решить следующие задачи.

1. Расширить трофическую сеть за счет арктических видов, обитающих на границе кромки льда (в т.ч. в Шпицбергенском районе моря) – сайки (*Boreogadus saida*), нерпы (*Phoca hispida*) и белого медведя (*Ursus maritimus*).

2. Опираясь на данные наблюдений за первичной продукцией задать динамику ее изменения по месяцам для рассматриваемого периода.

3. На основе опубликованных данных оценить средние популяционные параметры переменных состояния модели для их последующей подгонки в процессе идентификации и верификации модели.

4. Сформировать базу гидробиологических данных для проверки адекватности модели.

4 Моделирование рыбохозяйственных заповедных зон на примере лофотено-баренцевоморской трески

Для сохранения и восстановления трофической структуры экосистем и ее ключевых видов необходимо проведение природоохранных мероприятий. Одним из механизмов защиты эксплуатируемых популяций является полный запрет лова на части ареала обитания данного промыслового объекта (морские охраняемые акватории или рыбохозяйственные заповедные зоны).

Нами была разработана математическая модель ShaReFish 1.0 для исследования влияния закрытых от промысла акваторий на запас и вылов лофотено-баренцевоморской трески [44, 45]. Одним из важных аспектов этих работ является положение, что за пределами закрытых для промысла акваторий вылов осуществляется без каких-либо ограничений. Однако стоит принимать во внимание тот факт, что при изменении климатических условий характер миграции популяции может изменяться и, следовательно, возникает риск, что в открытом ареале будет находиться больше особей, чем мы ожидаем. В результате вылов здесь может увеличиться. В этом случае допустимый улов может быть дополнительным средством управления, но не через квотирование вылова, а через контроль соотношения фактического улова на открытых участках и оценкой допустимого вылова.

Слабое место предложенного подхода [44] применительно к популяции баренцевоморской трески связано с общей рекомендацией относительно размеров закрываемой для промысла акватории (в % от площади ареала) без учета специфики пространственно-временного распределения особей по районам нагула и нереста. В работе [33] территориальные меры охраны популяции трески были рассмотрены с учетом новых данных об особенностях пространственного распределения ее промысловых скоплений [6]. Модель была усовершенствована в направлении ее дополнения экосистемными ограничениями, позволившими объяснить причины наблюдаемой в последние 60 лет динамики ее запаса [46].

В результате вычислительных экспериментов была выявлена следующая группа ключевых факторов, влияющих на популяционные параметры и определяющих пространственно-временную динамику трески:

- смена направлений нагульных миграций взрослой части популяции в зависимости от интенсивности притока атлантических вод, определяющей тепловой режим моря [6];
- зависимость воспроизводства популяции от запасов мойвы;
- повышенная смертность молоди в годы с отрицательными аномалиями температурного режима;
- техническое совершенствование орудий лова (типов судов на промысле) начиная с 1982г.

В настоящем проекте на третьем этапе работ предполагается на основе модельного подхода провести расчеты и оценить допустимый пресс рыболовства с учетом влияния климатических изменений на важнейший промысловый вид Баренцева моря - популяцию атлантической трески. Также предполагается определить эффективность применения таких природоохранных мероприятий как организация рыбохозяйственных заповедных зон для сохранения и восстановления трофической структуры экосистемы Баренцева моря.

Описание математической модели. В качестве промыслового объекта в данной модели рассматривается лофотено-баренцевоморское стадо атлантической трески, которое обитает в Баренцевом море и сопредельных водах. Предполагается, что рыбная популяция обитает в замкнутом ареале (площадью $S_{sum} = \sum_k S_k$, поделенном на отдельные рыбопромысловые квадраты площадью S_k, км^2) и облавливается флотилией, состоящей из n_c^t судов одинаковой производительности. В течение года рыбная популяция рассеивается по всему ареалу, но в определенный период образует промысловые скопления.

Динамика численности популяции описывается с помощью классической разностной модели (8):

$$N^{t+\Delta t}(\tau,\mathrm{k}) = \mathrm{L}^{\mathrm{t}}(k)\cdot N^{t}(\tau,\mathrm{k}), \qquad (8)$$

где $N^t(\tau,\mathrm{k}) = (N^t(0,k), N^t(1,k),..., N^t(n,k))$ - вектор численности возрастных групп (от 0 до n) в момент времени t в k-м промысловом квадрате; $L^t(k) = (l_{ij}(k))$ - модифицированная матрица Лесли, под главной диагональю которой стоят коэффициенты дожития - доля особей возраста τ-1, доживших до возраста τ (9):

$$l^t_{\tau,\tau\text{-}1}(k) = \frac{1}{1+\Delta t\cdot m_{\tau-1}(k)}, \qquad (9)$$

где $m_{\tau-1}(k)$ - естественная смертность (год-1) особей в возрасте $\tau-1$, которая в общем случае зависит от факторов среды в соответствующем районе k, Δt – временной шаг (доля года).

Переход от численности к биомассе осуществляется по эмпирической кривой роста, связывающей вес особей с возрастом (10):

$$B^t(\tau,\mathrm{k}) = N^t(\tau,\mathrm{k}) \cdot \mathrm{w}(\tau), \qquad (10)$$

где $B^t(\tau,\mathrm{k})$ - биомасса особей возраста τ в k-ом ареале в момент времени t, тонны, $w(\tau)$ - вес особей возраста τ, г.

Кроме районов, где происходит нагул и промысел, выделен нерестовый ареал с индексом «0», для которого в матрице $L^t(0)$ элементы первой строки отличны от нуля и представляют собой коэффициенты размножения (плодовитости) $l_1^t = (p_0^t, p_1^t, ..., p_m^t)$ (11).

$$\begin{aligned} &p_\tau^t(k) = 0, \text{ если } \tau < \tau^*, \\ &p_\tau^t(k) = p_\tau^* \, \phi_1(t) \, \phi_2\left(B_{sum}^t\right) \text{К♀, если } \tau \geq \tau^*, \end{aligned} \qquad (11)$$

где p_τ^* – плодовитость одной особи (самки) в оптимальных условиях, икр/особь, $\phi_1(t)$- фактор времени, $\phi_2\left(B_{sum}^t\right)$- фактор обеспеченности пищей половозрелых особей в период нагула, B_{sum}^t - суммарная биомасса особей, тонны, τ^* - возраст наступления половой зрелости, декада, К♀ - доля самок в популяции.

С помощью функции $\varphi_1(t)$, называемой фактором времени, задается интенсивность нереста в зависимости от положения текущей даты (t) внутри нерестового периода ($T_{ner,beg}$; $T_{ner,end}$) (12)

$$\begin{aligned} &\varphi_1(t) = A \cdot T_{ner}{}^{\alpha} \cdot (1 - T_{ner})^{\beta}, \ \alpha = 1.3, \ \beta = 0.7, \quad A = \frac{1}{\left(\frac{\alpha}{\alpha+\beta}\right)^{\alpha} \cdot \left(\frac{\beta}{\alpha+\beta}\right)^{\beta}}, \\ &T_{ner} = \min\left\{1; \max\left\{0; \frac{t - T_{ner,beg}}{T_{ner,end} - T_{ner,beg}}\right\}\right\}. \end{aligned} \qquad (12)$$

Популяция рассматривается как изолированная и в рамках модели единственный механизм саморегулирования ее численности – снижение скорости воспроизводства при увеличении численности (биомассы) популяции. Этот эффект, называемый здесь фактором питания и условий среды, описывается одной из двух наиболее часто используемых в моделировании рыбных популяций зависимостей Риккера (формула 13а) или Бивертона-Холта (формула 13б):

$$\phi_2 = e^{1-\frac{B^t_{sum}/S_{sum}(t)}{B^*}}, \quad (13а)$$

$$\phi_2 = \frac{1}{1+\frac{B^t_{sum}/S_{sum}(t)}{B^*}}, \quad (13б)$$

где B^* - параметр функции питания, определяющий некоторую «оптимальную» плотность популяции, т/км^2, $S_{sum}(t)$ - площадь, на которой нагуливаются особи в момент времени t, км^2.

Считается, что на нерестовый ареал идет не вся популяция половозрелых рыб, а только некоторая часть половозрелых особей, т.к. есть особи, пропускающие нерест (в соответствии с таблицей 1).

Таблица – 1 Популяционные параметры трески

Возраст, год	1)Вес особей, г	Естественная смертность, 1/год	2)Плодовитость самок, тыс. икр/особь
0	52	2.5	0
1	245	0.8	0
2	472	0.7	0
3	866	0.6	0
4	1351	0.6	0
5	1972	0.6	516
6	2681	0.8	670
7	3520	0.6	1312
8	5087	0.6	2546
9	7368	0.7	8614

Примечание. 1) По [47]; 2) по [48].

Максимальный возраст трески – 25 лет, однако сегодня такие особи практически не встречаются. Для расчета выделено 10 возрастных групп, при этом в последнюю отнесены особи возрастом 9 лет и старше (в соответствии с таблицей 1). В последние годы средний возраст созревания лофотено-баренцевоморской трески снизился до 6-7 лет, как считают в результате воздействия промысла [33]. Нерест происходит в марте – апреле на глубине до 100 м на границе теплых подстилающих вот атлантического происхождения и местных, более холодных и несколько опресненных вод фьордов [29]. Значения естественной смертности являются калибровочными.

Пространственное поведение популяции. Общее представление о пространственном поведении популяции трески можно получить из [48, 49]. Лофотено-баренцевоморская треска образует самостоятельную субпопуляцию, которая занимает обширную акваторию: Медвежинско-

Шпицбергенское мелководье, южную часть Баренцева моря и районы вдоль северо-западного побережья Норвегии.

Для модели управления промыслом, в которой территориальным мерам охраны отводится определяющая роль, в работе [50] применительно к популяции трески используется несколько упрощенная схема миграций т.н. «диффузионного» типа. Недавно опубликованные ежемесячные карты российского промысла трески в Баренцевом море за 30-ти летний период с 1977 по 2006 гг. [34] позволяют реализовать другую схему пространственно-временной организации популяции трески в море. Основываясь на приведенных здесь картах и предполагая, что промысел велся там, где наблюдались скопления рыб, можно оценить вклад каждого промыслового квадрата в общий промысел и, следовательно, в распределение общей биомассы популяции по акватории моря. Сравнивая ежемесячные карты промысла между собой можно "наблюдать" изменение распределения промысловых скоплений и предположительно промысловых запасов, а, следовательно, оценить и миграцию рыб от одного промыслового квадрата к другому.

Эта схема реализована с помощью следующего алгоритма. Была введена регулярная сетка, покрывающую всю акваторию Баренцева моря с размером ячеек 6 на 18 км, при этом ареал промысловых скоплений трески охватывал не более 6900 ячеек расчетной сетки. Для каждой ячейки рассчитано сколько раз в текущем месяце в ней велся помысел в течение 30-летнего периода, а затем путем нормирования на общее число промысловых ячеек определен вклад данной ячейки в обеспечение промысла в этом месяце. Суммируя ячейки в пределах промысловых квадратов, получаем вклад каждого из них в общий промысел трески. Перед началом каждой декады проводится перераспределение особей между квадратами пропорционально их вкладу в общий промысел и предположительно в распределение особей трески в пределах ареала согласно (14).

$$N^t(\tau,k) = N^t_{sum}(\tau)\cdot\delta^m_k,$$

$$\delta^m_k = \frac{\sum\limits_{l\in Sk}\gamma^m_l}{\sum\limits_{l}\gamma^m_l}, \qquad (14)$$

где $N^t_{sum}(\tau)$ - суммарная численность особей возраста τ по всем ареалам в конце предыдущей декады (шт.), γ^m_l - доля лет, в течение которых в месяце m велся промысел в l –й ячейке, δ^m_k - вклад k-го промыслового квадрата в общий промысел в данном месяце, m – номер месяца, которому соответствует текущее время t.

Правомерность такого подхода будет рассмотрена ниже при обсуждении результатов модельных экспериментов.

Кроме этого для нерестового периода времени часть половозрелых особей из промысловых квадратов, находящихся рядом с нерестовым ареалом, направляются туда для нереста, там они находятся в течение определенного времени, затем возвращаются обратно в нагульный ареал согласно (14), при этом отслеживается, чтобы в текущем году они в нересте повторно не участвовали. В соответствии с рисунком 5 приведена обобщающая (за все месяцы 30-летнего периода) карто-схема вклада промысловых квадратов в общий промысел в Баренцевом море.

Модель рыболовства. Для учета промыслового воздействия на популяцию трески в рамках модели сформулированы следующие правила. Считается, что общий вылов за один промысловый день прямо пропорционален числу промысловых судов, то есть они не создают помех друг другу, а улов каждого зависит от плотности скопления рыб. Предельное количество рыбы, вылавливаемое судном за день (при оптимальной плотности скопления), определяется только его производительностью. Величина общего вылова в течение года не квотируется, в качестве управляющего воздействия выступает годовая величина судосуток. Вылов ведется на всей акватории Баренцева моря кроме нерестового участка. Существует нижняя для популяции граница облавливаемого возраста, задаваемая через минимальный вес особи, с которого начинается облов $w_{\min}$ (г). Предполагается, что прилова особей меньшего веса (размера) не происходит.

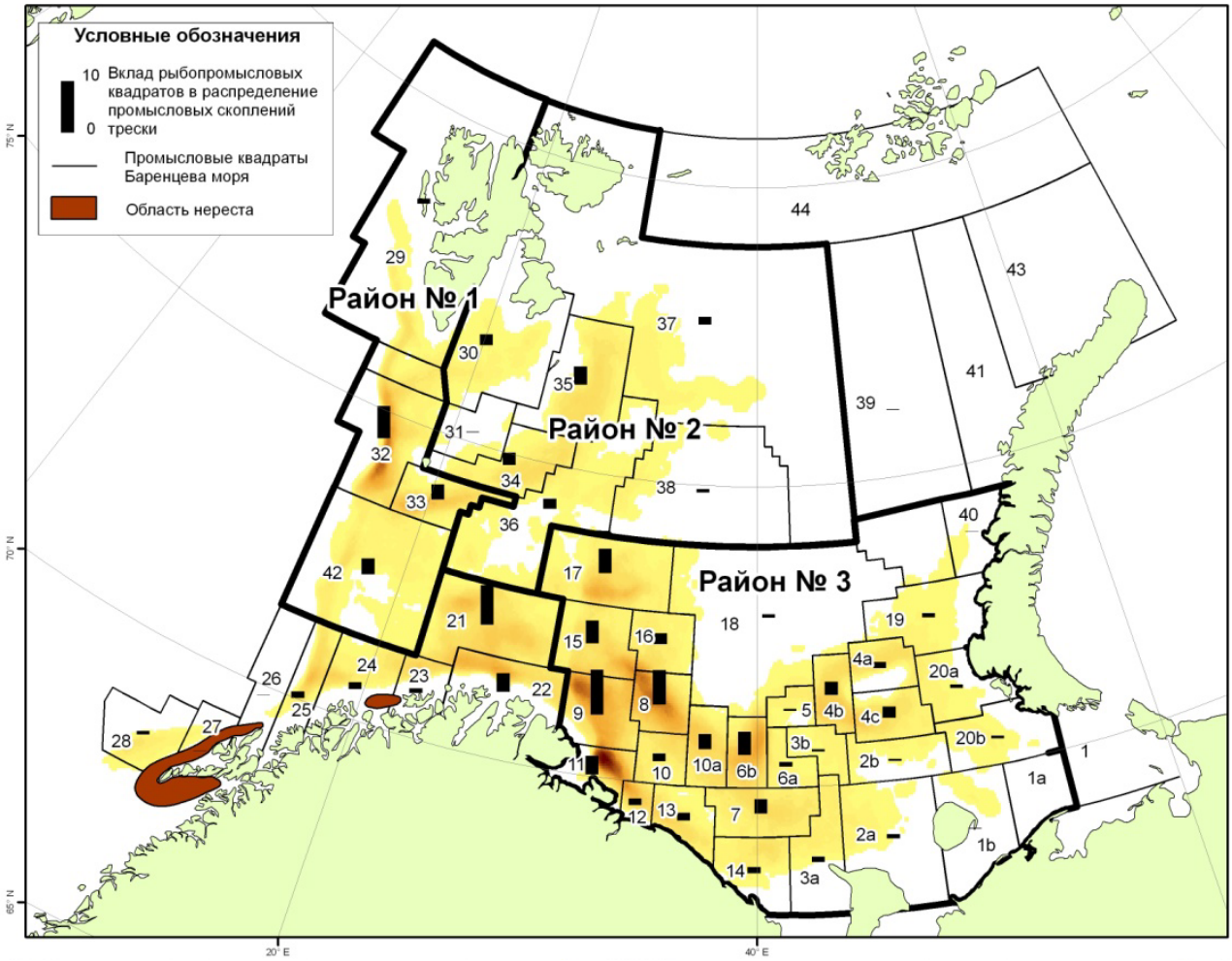


Рисунок 5 - Распространение популяции трески на акватории Баренцева моря и вклад рыбопромысловых квадратов в распределение промысловых скоплений трески

Общий алгоритм оценки промысловой смертности популяции следующий:

1. Исходя из величины судосуток, рассчитывается количество судов, ежедневно участвующих в промысле (15):

$$n_c^t = S_{sutki} / ((TV_{end} - TV_{beg} + 1) * 10), \qquad (15)$$

где S_{sutki} - промысловое усилие, судно/сутки, TV_{beg} - начало вылова, декада, TV_{end} - окончание вылова, декада.

2. Рассчитывается средняя плотность промысловой части популяции на промысловом ареале (16):

$$b_c^t = \frac{B_c^t}{S_c^t}, \quad B_c^t = \sum_{k,\tau} B^t(\tau,\mathrm{k}) \cdot U(\tau), \quad U(\tau) = \begin{cases} 0, \text{если } \mathrm{w}(\tau) < \mathrm{w}_{\min} \\ 1, \text{если } \mathrm{w}(\tau_) \geq \mathrm{w}_{\min} \end{cases} \tag{16}$$

где B_c^t - промысловый запас популяции (тонны), S_c^t - площадь, на которой есть промысловые скопления (км^2).

Рассчитывается численность с учетом промысловой смертности (формула 17а) и общий вылов (формула 17б):

$$N^{t+1}(\tau,\mathrm{k}) = \mathrm{N}^{\mathrm{t}}(\tau,\mathrm{k}) \cdot \beta^t(\tau),$$

$$\beta^t(\tau) = \frac{1}{1 + f_c^t \cdot U(\tau)} \cdot \tag{17а}$$

$$f_c^t = \Delta t \cdot \frac{P_f}{B_c^t} \cdot F^t \cdot n_c^t, \quad F^t = \frac{\bar{b}_c^t}{P_f + \bar{b}_c^t}, \quad \bar{b}_c^t = b_c^t \cdot V_{tr} \cdot K_{vilov},$$

$$C^t(\tau,\mathrm{k}) = (N^t(\tau,\mathrm{k}) - N^{\mathrm{t}+1}(\tau,\mathrm{k}))w(\tau) \tag{17б}$$

где $\beta^t(\tau)$ – параметр выживания после вылова, V_{tr} - облавливаемая одним судном площадь акватории в сутки, км^2/сут, K_{vilov} - отношение плотности рыб в промысловых скоплениях к средней, P_f - половина максимального возможного вылова за сутки одним судном, МТ/сутки/судно, f_c^t - интенсивность промыслового воздействия за шаг Δt, $C^t(\tau,\mathrm{k})$ - вылов всеми судами за декаду, тонны.

В рамках данной модели предполагается, что промысловая нагрузка равномерно распределена по всем промысловым квадратам.

Для трески характерны большие флуктуации численности, которые создают трудности при прогнозировании ее добычи. Процесс формирования численности очередного поколения трески зависит от множества взаимодействующих факторов, как абиотических (температура, соленость водных масс, атмосферная циркуляция, скорости поверхностных течений и т.д.), так и биотических (численность, размерно-возрастная структура нерестового стада, хищники, доступность корма и т.д.).

На первом этапе работ данная модель была модифицирована за счет введения эффекта стохастичности для основных параметров. Влияние неучтенных факторов на какой-либо из рассматриваемых параметров реализовано умножением на величину $\eta = 1 - \frac{\Delta c}{2} + \Delta c \cdot \xi$, где ξ -

случайная величина, равномерно распределенная в интервале $\left(1-\frac{\Delta c}{2};1+\frac{\Delta c}{2}\right)$, Δc - предполагаемый коэффициент вариации данного параметра.

Таким образом, включение в одновидовые модели динамики численности промысловых популяций экосистемных элементов, учитывающих пространственную организацию популяции, взаимодействие с другими видами, а также влияние климатических вариаций на популяционные параметры, позволяет надеяться на получение реалистичной картины не только на этапе ре-анализа, но и в перспективе на этапе управления промыслом.

Развиваемый в настоящее время в Баренцевом море экосистемный подход к управлению морскими биоресурсами [51] должен способствовать в итоге сближению двух рассматриваемых подходов к оценке состояния промысловых популяций: моделей трофодинамики и моделей динамики численности популяций. Их интеграция и (или) взаимный обмен данными должны способствовать выработке экологически обоснованных величин ОДУ, когда запасы промысловых популяций рассматриваются во взаимосвязи друг с другом и с другими частями экосистемы.

5 Моделирование трофодинамики с применением EwE-подхода

Еще один метод оценки влияния природных и антропогенных факторов на изменения в пищевых цепях экосистемы предоставляет находящаяся в свободном доступе оболочка моделирования Ecopath и Ecosim (так называемый EwE подход) (www.ecopath.org), активно развиваемая северо-американскими и европейскими группами ученых с 1990-х гг. [22; 52-54]. На первом этапе работ была проведена адаптация модели EwE к условиям Баренцева моря.

Оболочка EwE модели состоит из трех компонент:

- Ecopath – статическая структура массового баланса различных трофических уровней (до 8);
- Ecosim – динамическая имитационная модель различных компонент морской экосистемы;
- Ecospace – для пространственного позиционирования морских охраняемых территорий.

Типичная архитектура модели включает в себя 5 трофических уровней, начиная с первичных продуцентов и деструкторов фитопланктона - бактерий, заканчивая крупными морскими рыбами/млекопитающими. Каждый трофический уровень описывается моделями различной биологической и физической детализации, например, первый трофический уровень включает в себя биогеохимические модели (NPZD, ERSEM), следующий уровень описывается моделями популяционной динамики хищник-жертва (Lotka-Volterra). Модели высших трофических уровней включают в себя статистические (GLM, GAM), модели совокупности отельных индивидуумов (OSMOSE, APECOSM), многовидовые модели (MSVPA) и модели рыбных запасов (VPA, LCA).

Модельная оболочка EwE базируется на следующих принципах: пищевая цепь разделена на функциональные группы (автотрофы, потребители, деструкторы и т.д.), связанные потоками биомассы (продукция, хищничество) представлены также потоки дыхания, разложения и внешний вылов. Функциональные группы могут описывать: некоторую часть популяции, например молодь рыб, отдельный вид или группу экологически подобных видов (подобные хищники, подобные жертвы, со схожими биологическими параметрами). Для определения числа функциональных групп в морской экосистеме используется следующий подход: две группы являются обязательными – одна группа детрита и одна группа коммерчески важного или ключевого вида, остальные группы вводятся в соответствии с биологическим и физическим смыслом задач.

Ecopath - это точечная модель, не имеющая временной динамики. Каждый трофический уровень описывается алгебраическими уравнениями баланса масс в единицах энергии или биомассы (18).

$$P_i=Y_i+B_i\cdot M2_i+E_i+BA_i+P_i\cdot(1-EE_i) \qquad (18)$$

где P_i - общая продукция; Y_i - общая величина улова; $M2_i$- смертность в результате хищничества; E_i- величина описывающая миграции (эмиграции и иммиграции); BA_i - величина накопленной биомассы; EE_i - «экотрофическая эффективность» i-ой группы, часть продукции, которая утилизируется в системе.

Уравнение (19) можно представить в следующем виде:

$$B_i \cdot (P/B)_i - (P/B)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i - \sum_{j=1}^{n} B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji} \qquad (19)$$

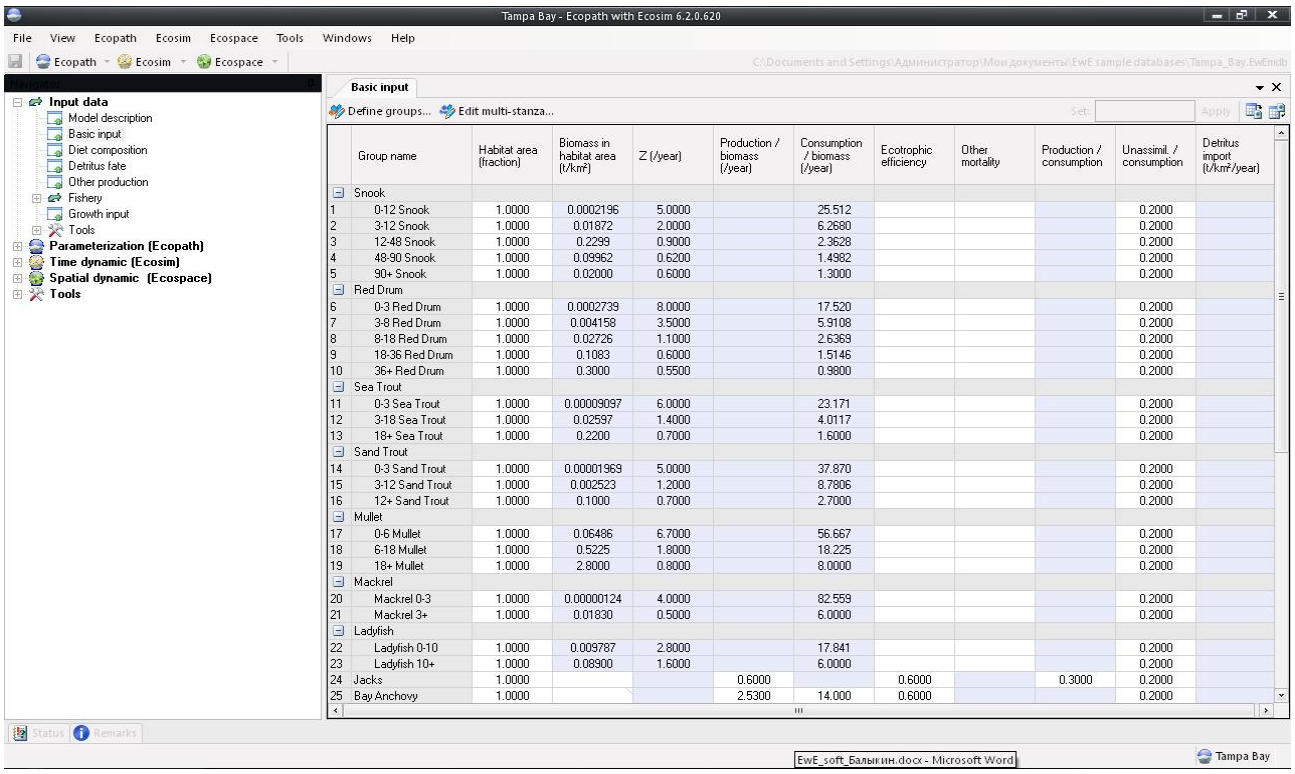
где P/B_i – отношение продукция/биомасса i-ой группы; B_j – биомасса потребителей или хищников j-ой группы; $(Q/B)_j$ – потребление на единицу биомассы j-ой группы; DC_{ji} – доля i-ой группы (жертва) в диете j-ой группы (хищник).

Таким образом, Ecopath-модель основана на системе линейных уравнений, описывающих средние массовые и энергетические потоки между видовыми группами в течение определенного промежутка времени, нормированные по годам. Термин «массовый баланс» обозначает, что параметры, описывающие экосистему, находятся под физическим ограничением (общие потоки массы (энергии) в каждую видовую группу должны быть равными потоку, исходящему от данной видовой группы) [55].

Для описания баланса масс задаются параметры, часть из которых является обязательными, например, вылов и процентный состав жертв в диете хищника, другими параметры – необязательны и могут быть вычислены из уравнений баланса, например, дыхание, относительная продукция на единицу биомассы.

Для обеспечения модели достаточной входной информацией необходимо как минимум три из следующих четырех параметров для всех трофических групп исследуемой экосистемы (в соответствии с рисунком 6):

- Биомасса (*B*);
- Отношение продукция/биомасса (*P/B*);
- Отношение потребление/биомасса (*Q/B*);
- Экотрофическая эффективность(*EE*).



	Group name	Habitat area (fraction)	Biomass in habitat area (t/km²)	Z (/year)	Production / biomass (/year)	Consumption / biomass (/year)	Ecotrophic efficiency	Other mortality	Production / consumption	Unassimil. / consumption	Detritus import (t/km²/year)
	Snook										
1	0-12 Snook	1.0000	0.0002196	5.0000		25.512				0.2000	
2	3-12 Snook	1.0000	0.01872	2.0000		6.2680				0.2000	
3	12-48 Snook	1.0000	0.2299	0.9000		2.3628				0.2000	
4	48-90 Snook	1.0000	0.09962	0.6200		1.4982				0.2000	
5	90+ Snook	1.0000	0.02000	0.6000		1.3000				0.2000	
	Red Drum										
6	0-3 Red Drum	1.0000	0.0002739	8.0000		17.520				0.2000	
7	3-8 Red Drum	1.0000	0.004158	3.5000		5.9108				0.2000	
8	8-18 Red Drum	1.0000	0.02726	1.1000		2.6369				0.2000	
9	18-36 Red Drum	1.0000	0.1083	0.6000		1.5146				0.2000	
10	36+ Red Drum	1.0000	0.3000	0.5500		0.9800				0.2000	
	Sea Trout										
11	0-3 Sea Trout	1.0000	0.00009097	6.0000		23.171				0.2000	
12	3-18 Sea Trout	1.0000	0.02597	1.4000		4.0117				0.2000	
13	18+ Sea Trout	1.0000	0.2200	0.7000		1.6000				0.2000	
	Sand Trout										
14	0-3 Sand Trout	1.0000	0.00001969	5.0000		37.870				0.2000	
15	3-12 Sand Trout	1.0000	0.002523	1.2000		8.7806				0.2000	
16	12+ Sand Trout	1.0000	0.1000	0.7000		2.7000				0.2000	
	Mullet										
17	0-6 Mullet	1.0000	0.06486	6.7000		56.667				0.2000	
18	6-18 Mullet	1.0000	0.5225	1.8000		18.225				0.2000	
19	18+ Mullet	1.0000	2.8000	0.8000		8.0000				0.2000	
	Mackrel										
20	Mackrel 0-3	1.0000	0.00000124	4.0000		82.559				0.2000	
21	Mackrel 3+	1.0000	0.01830	0.5000		6.0000				0.2000	
	Ladyfish										
22	Ladyfish 0-10	1.0000	0.009787	2.8000		17.841				0.2000	
23	Ladyfish 10+	1.0000	0.08900	1.6000		6.0000				0.2000	
24	Jacks	1.0000			0.6000		0.6000		0.3000	0.2000	
25	Bay Anchovy	1.0000			2.5300	14.000	0.6000			0.2000	

Рисунок 6 – Базовые входные параметры модели Ecopath

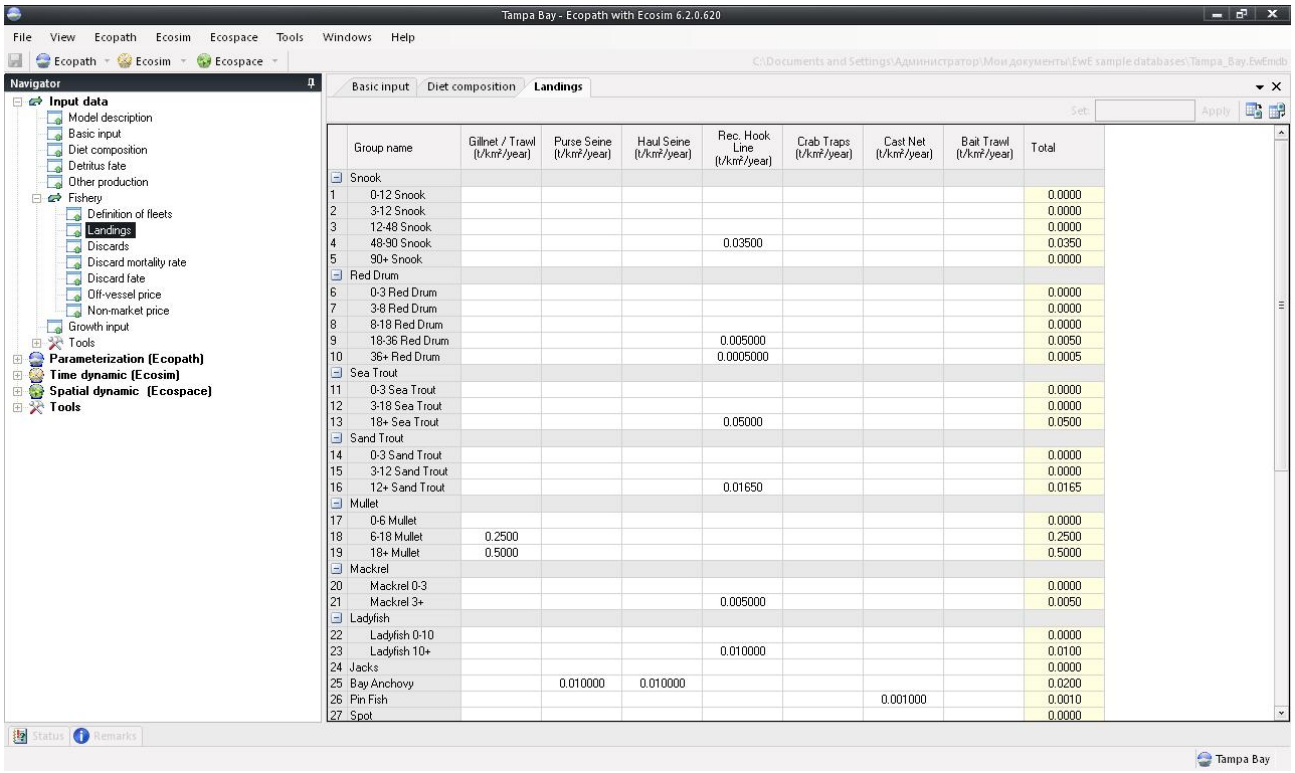
Несмотря на то, что модель Ecopath имеет возможность вычисления биомассы или отношения продукция/биомасса при заданном значении экотрофической эффективности для каждой группы, разработчики советуют пользователю самостоятельно ввести первые два параметра и дать программе рассчитать экотрофическую эффективность, ввиду того, что данный параметр очень сложно вычислить.

Кроме данных трех параметров, также необходимо ввести следующую информацию для всех групп:

- вылов по группам и тип флота (в соответствии с рисунком 7);
- миграции;
- прирост биомассы;
- доля неусвоенной пищи;
- спектр питания (диету) (в соответствии с рисунком 8).

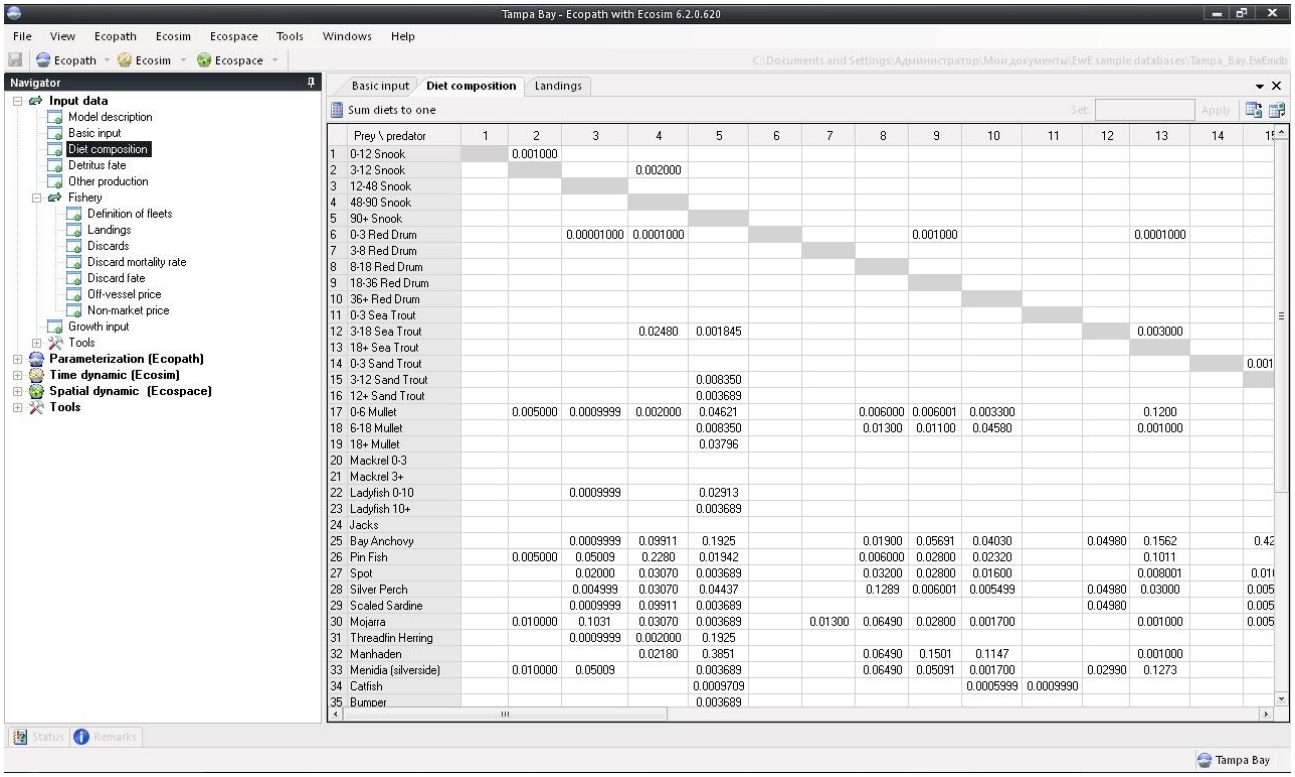
Входные параметры можно вычислять с помощью других моделей или использовать данные измерений. Например, отношение продукции к биомассе можно определить, используя эмпирические формулы, изотопные измерения (C_{14}) или используя информацию о подобных экосистемах. Данные могут рассчитываться на годовом или месячном шаге с предположением, что система находится в квазистационарном состоянии. Ecopath реализована в интерактивной оболочке, которая перед расчетом проверяет параметры на согласованность. Данная система как вывод использует индикаторы различных функциональных групп, позволяющие оценить влияние

одной функциональной группы на другую и/или сравнить функциональные группы разных экосистем (мест обитания), а также общие интегральные показатели морской экосистемы.



	Group name	Gillnet / Trawl (t/km²/year)	Purse Seine (t/km²/year)	Haul Seine (t/km²/year)	Rec. Hook Line (t/km²/year)	Crab Traps (t/km²/year)	Cast Net (t/km²/year)	Bait Trawl (t/km²/year)	Total
	Snook								
1	0-12 Snook								0.0000
2	3-12 Snook								0.0000
3	12-48 Snook								0.0000
4	48-90 Snook				0.03500				0.0350
5	90+ Snook								0.0000
	Red Drum								
6	0-3 Red Drum								0.0000
7	3-8 Red Drum								0.0000
8	8-18 Red Drum								0.0000
9	18-36 Red Drum				0.005000				0.0050
10	36+ Red Drum				0.0005000				0.0005
	Sea Trout								
11	0-3 Sea Trout								0.0000
12	3-18 Sea Trout								0.0000
13	18+ Sea Trout				0.05000				0.0500
	Sand Trout								
14	0-3 Sand Trout								0.0000
15	3-12 Sand Trout								0.0000
16	12+ Sand Trout				0.01650				0.0165
	Mullet								
17	0-6 Mullet								0.0000
18	6-18 Mullet	0.2500							0.2500
19	18+ Mullet	0.5000							0.5000
	Mackrel								
20	Mackrel 0-3								0.0000
21	Mackrel 3+				0.005000				0.0050
	Ladyfish								
22	Ladyfish 0-10								0.0000
23	Ladyfish 10+				0.010000				0.0100
24	Jacks								0.0000
25	Bay Anchovy		0.010000	0.010000					0.0200
26	Pin Fish						0.001000		0.0010
27	Spot								0.0000

Рисунок 7 – Входные параметры вылова в модели Ecopath



	Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	0-12 Snook		0.001000													
2	3-12 Snook				0.002000											
3	12-48 Snook															
4	48-90 Snook															
5	90+ Snook															
6	0-3 Red Drum			0.00001000	0.0001000					0.001000				0.0001000		
7	3-8 Red Drum															
8	8-18 Red Drum															
9	18-36 Red Drum															
10	36+ Red Drum															
11	0-3 Sea Trout															
12	3-18 Sea Trout				0.02480	0.001845								0.003000		
13	18+ Sea Trout															
14	0-3 Sand Trout															0.001
15	3-12 Sand Trout					0.008350										
16	12+ Sand Trout					0.003689										
17	0-6 Mullet		0.005000	0.0009999	0.002000	0.04621			0.006000	0.006001	0.003300			0.1200		
18	6-18 Mullet					0.008350			0.01300	0.01100	0.04580			0.001000		
19	18+ Mullet					0.03796										
20	Mackrel 0-3															
21	Mackrel 3+															
22	Ladyfish 0-10			0.0009999		0.02913										
23	Ladyfish 10+					0.003689										
24	Jacks															
25	Bay Anchovy			0.0009999	0.09911	0.1925			0.01900	0.05691	0.04030		0.04980	0.1562		0.42
26	Pin Fish		0.005000	0.05009	0.2280	0.01942			0.006000	0.02800	0.02320			0.1011		
27	Spot			0.02000	0.03070	0.003689			0.03200	0.02800	0.01600			0.008001		0.01
28	Silver Perch			0.004999	0.03070	0.04437			0.1289	0.006001	0.005499		0.04980	0.03000		0.005
29	Scaled Sardine			0.0009999	0.09911	0.003689							0.04980			0.005
30	Mojarra		0.010000	0.1031	0.03070	0.003689		0.01300	0.06490	0.02800	0.001700			0.001000		0.005
31	Threadfin Herring			0.0009999	0.002000	0.1925										
32	Menhaden				0.02180	0.3851			0.06490	0.1501	0.1147			0.001000		
33	Menidia (silverside)		0.010000	0.05009		0.003689			0.06490	0.05091	0.001700		0.02990	0.1273		
34	Catfish					0.0009709					0.0005999	0.0009990				
35	Bumper					0.003689										

Рисунок 8 – Входные параметры спектра питания (диеты) в модели Ecopath

Ecosim является динамической частью EwE. В отличие от Ecopath в Ecosim используется система дифференциальных уравнений (20):

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) \cdot B_i, \quad (20)$$

где dB_i/dt представляет величину роста i-ой группы во время временного интервала dt в единицах биомассы; B_i, g_i - эффективность роста (продукция/потребление); M_i - естественная смертность; F_i – смертность в результате рыболовства; e_i – коэффициент эмиграций; I_i – коэффициент иммиграций. Под знаками суммы стоят две вычисляемые величины потребления: первая выражает общее потребление группой, вторая – выедание хищниками.

Данная модель используется для моделирования поведения экосистемы, на которую влияют рыбная ловля и экологические воздействия, изменяющиеся во времени. Эти уравнения строятся на основе массово-балансовых уравнений Ecopath с введением дополнительных динамических функций. Например, влияние одной функциональной группы на другую может быть описано уравнениями Lotka-Volterra или типа Holling. Эти базовые уравнения дополняются функциями позволяющими увеличить гибкость итоговых функций влияния. Например, предполагается, что встреча хищника и жертвы не является случайной в пространстве, а зависит от поведенческих механизмов. Таким образом, только часть биомассы жертвы становится доступной хищнику. Эта доступная часть может быть функцией во времени, показывающей способность жертв к обучению или нахождению мест укрытия [54-56]. Другим примером усложнения функции влияния является время затраченное на охоту и поедание, позволяющее ввести эффект временной задержки [54, 57]. Важным элементом функции влияния являются отклик на условия окружающей среды, например, зависимость от температуры среды или других абиотических факторов.

Ecosim требует большее количество параметров, часть из которых может быть получена на предыдущем шаге из Ecopath. Выходными переменными Ecosim является динамика биомассы или вылова для различных функциональных групп (в соответствии с рисунком 9).

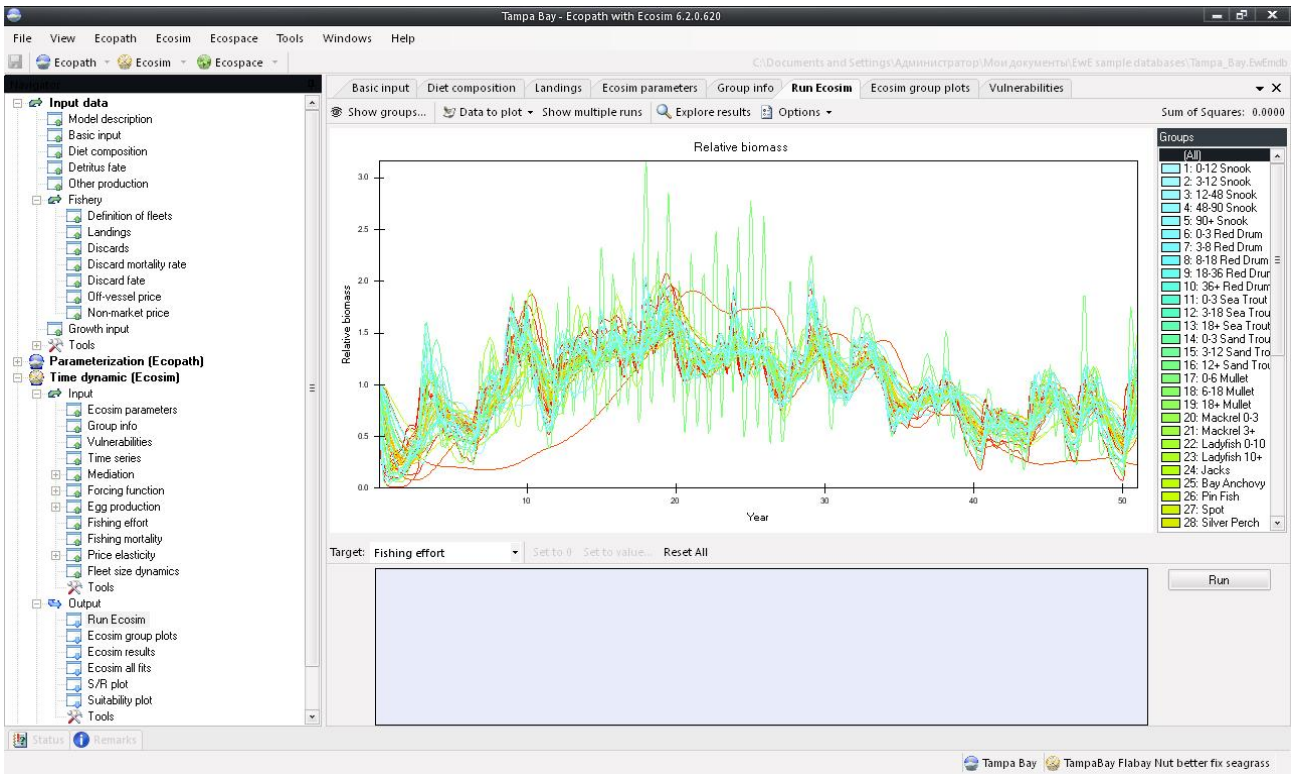


Рисунок 9– Пример результата моделирования в Ecosim

Модель Ecosim является точечной. Пространственным разрешением Ecosim является Ecospace. Эта модель строится на основе двух- или трехмерных пространственных ячеек, каждая из которых может относиться к различному типу в соответствии с предпочитаемым местообитанием различных функциональных групп, путям адвекции, доступности и стоимости рыболовства или принадлежности к заповедным территориям [55].

Модельный EwE-подход применяется большой международной группой ученых для представления новой методологии разработки экосистемных моделей, основанных на базах данных, к большим морским экосистемам (БМЭ), которые определены в настоящее время. При моделировании используют большое количество пространственных и временных баз данных (БД), в том числе БД по рыболовству, морскому биоразнообразию и другие.

Выполненный анализ представлений о трофической структуре баренцевоморской экосистемы позволил нам определить пищевую сеть, состоящую из 22 функциональных групп для построения модели трофодинамики ECOPATH.

Для упрощения процедуры оценки биологических параметров и построения энергетического баланса с помощью модели ECOPATH мы объединили органическое вещество (ОВ) в толще воды и ОВ донных отложений в одну группу «детрит», а также планктонных и донных бактерий - в группу «бактерии». Основные входные биологические параметры для моделирования трофических взаимоотношений в Баренцевом море представлены в таблице 2,

Таблица 2 – Входные параметры модели ECOPATH, описывающие 20 функциональных групп экосистемы Баренцева моря

№	Название групп	Биомасса (гС/м^2)	P/B (/год)	C/B (/год)	U/C	U	K2	Вылов (гС/м^2/год)
1	Птицы	0,001	1,00	8,7	0,112	0,00	0,13	
2	Киты	0,011	0,02	11,3	0,112	0,01	0,002	0,00005
3	Тюлени	0,016	0,11	31,3	0,112	0,06	0,004	0,00001
4	Хищный бентос	0,449	1,50	8,0	0,25	0,90	0,25	0,00221
5	Нехищный бентос	3,177	1,40	17,9	0,35	19,96	0,12	
6	Донные рыбоядные (пикша, зубатковые, черный палтус, звездчатый скат, камбала-ерш и др.)	0,035	0,54	4,0	0,2	0,03	0,17	0,00429
7	Донные рыбы, питающиеся беспозвоночными (камбала, морской язык и бычки)	0,122	0,60	5,7	0,25	0,17	0,14	0,00068
8	Пелагические хищные рыбы (скумбрия, окуневые, акулы)	0,034	0,62	5,5	0,2	0,04	0,14	0,00781
9	Треска	0,111	0,80	6,7	0,2	0,15	0,15	0,02673
10	Другие планктоноядные рыбы	0,170	0,70	5,1	0,2	0,17	0,17	0,00638
11	Сельдь	0,543	0,42	3,8	0,2	0,41	0,14	0,00974
12	Сайка	0,157	0,70	5,1	0,2	0,16	0,17	0,00112
13	Мойва	0,226	1,20	8,8	0,2	0,40	0,17	0,07217
14	Хищный зоопланктон (амфиподы, мизиды, желетелые)	0,602	2,50	10,4	0,2	1,25	0,3	-
15	Эвфаузииды	0,931	6,00	28,6	0,3	7,98	0,3	-
16	Копеподы	0,845	9,00	39,0	0,3	9,87	0,33	-
17	Простейшие	0,105	45,00	109,8	0,18	2,08	0,5	-
18	Бактерии	0,385	122,00	212,5	0,18	14,73	0,7	-
19	Фитопланктон и макрофиты	0,873	117,00	-	-	-	-	-
20	Детрит	12,035	-	-	-	-	-	-

Таким образом, на первом этапе работ была произведена адаптация модельного EwE-подхода для условий Баренцева моря.

Работа выполнена в рамках ФЦП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технологического комплекса России на 2014-2020 годы», проекта «Разработка методов экосистемного мониторинга заливов и шельфа Баренцева моря и высокоширотной Арктики, сценарного моделирования аварийных ситуаций при транспортировке нефтепродуктов и радиоактивных отходов и экспериментальных технологий их защиты от загрязнения в условиях морского перигляциала» (Уникальный идентификатор прикладных научных исследований (проекта) RFMEFI61616X0073, Соглашение № 14.616.21.0073 от 28.07.2016г.)

Литература

1. Гидрометеорологические условия шельфовой зоны морей СССР: Т.6. Баренцево море. Выпуск 1. Гидрологические и гидрохимические условия /Ред. Гирдюк Г.В., Дженюк С.Л., Зыкова Г.Г., Терзиев Ф.С. - Л.: Гидрометеоиздат, 1985. - 263 с.

2. Смирнова Н.Ф. Атлантическая треска и климат: Монография / Н.Ф. Смирнова, Смирнов Н.П.- СПб: РГГМУ, 2000. – С. 20-39.

3. Атлантическая треска (биология, экология, промысел)/ Под ред. Г.Г.Матишова и А.В. Родина – СПб.: Наука, 1996.- 237с.

4. Матишов Г.Г. Климатические изменения морских экосистем/ Г.Г. Матишов // Морские исследования полярных областей земли в международном полярном году 2007/08: докл. Междунар. научн. конф., Санкт-Петербург, Россия, 21-23 апр. 2010. – СПб., 2010. – С. 28-29.

5. Булатов О.А. Современное состояние запасов трески Баренцева моря и прогноз ОДУ на 2008 г. / О.А. Булатов, Б.Н. Котенев, Г.С. Моисеенко, В.М. Борисов // Рыбное хозяйство. - 2007. - № 5. - С. 61-65.

6. Жичкин А.П. Атлас российского промысла трески в Баренцевом море (1977-2006 гг.)/ ЖичкинА.П. -Мурманск: Радица.- 2009. – 212 с.

7. OSPAR (OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). Quality Status Report 2000, Region II.Greater North Sea.- London: OSPAR Commission, 2000. - 136 p.

8. Золотарев П.Н. Влияние тралирующих орудий лова на смертность исландского гребешка в Баренцево море / П.Н. Золотарев // Нетрадиционные объекты морского промысла и перспективы их использования: Тез. докл. науч.-практ. конф. Мурманск, 17-18 апреля 1997. - Мурманск: ООО «МИП-999», 1997 .- С. 57-58.

9. Ковцова М. В. Состояние запасов и перспективы промысла донных рыб Баренцева моря/ М. В. Ковцова, М.С. Шевелев, Н.А. Ярагина // Комплексные рыбохозяйственные исследования ПИНРО на Северном бассейне: итоги и перспективы: Сб. науч. тр. – Мурманск: ПИНРО., 1991. -С. 145-165.

10. Криксунов Е.А. К оценке воздействия донных тралений на морскую биоту / Е.А. Криксунов, Ю.М. Полонский, А.Е. Бобырев // Экологическая экспертиза и оценка воздействия на окружающую среду.- 2000. -№ 3. - С. 111-118.

11. Левин В.С. Биологические последствия промысла и проблемы управления ресурсами донных организмов / В.С. Левин, Е.Н. Гудимова // Оптимизация использования морских биоресурсов и комплексное управление прибрежной зоной Баренцева моря: Тез докл.

регион.семинара, посвященного 45-летию Первой научной сессии Мурманской биологической станции.- Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 1999. -С.50-52.

12. Man’s Impact on Barents Sea. / J. Klungsøyr, R. Sætre, L. Føyn, H. Loeng //Arctic.-1995.- Vol.48, № 3.- P. 279-296.

13. Reasons for Concern. Proceedings of the 2-th North Sea seminar’86.- Rotterdam, 1,2,3October 1986.-Vol. 2.

14. Попов Л.А. Гренландский тюлень как индикатор нарушения экосистемы Баренцева моря/ Л.А. Попов // Всесоюз. конф. по рац. исп. биоресурсов окраинных и внутренних морей СССР, Пярну.- М., 1989. - С.92-93.

15. Морские колониальные птицы Мурмана. Краткое описание современного состояния и причин деструкции экосистем Баренцева моря / Ю.В. Краснов [и др].- СПб: Наука, 1995. - 224с.

16. Алексеев А.П. Первый конгресс ихтиологов России / А.П. Алексеев, С.И. Никонов, В.П. Пономаренко // Рыбное хозяйство.-1998. - №1. -С. 22-24.

17. Managing the Nation’s Bycatch. Programs, Activities, and Recommendations for the National Marine Fisheries Service.NOAA.- Washington, D.C. June, 1998. -174 pp.

18. Ихтиофауна и условия ее существования в Баренцевом море: Монография / Под ред. Г.Г. Матишов. - Апатиты, 1986. -214 с.

19. Расс Т.С. Рыбопродуктивность Баренцева моря и причины ее изменения/ Т.С. Расс // Океанология. -1993. -Т. 33.№ 4.-С. 551-557.

20. Environmental effects of North Sea oil and gas developments. Proceedings of a Royal Society discussion meeting held on 19 and 20 February 1986./ edited by J.P. Hartley, R.B. Clark. - London. The Royal Society, 1987.-111 p.

21. Pauley D. Some definitions of overfishing relevant to coastal zone management in Southeast Asia/ D. Pauley // Tropical Coastal Area Management.- 1988. -Vol.3, № 1.-P. 14-15.

22. Pauly D. Primary production required to sustain global fisheries/ D. Pauly, V. Christensen // Nature.-1995.- Vol. 374.- P. 255-257.

23. The Joint Norwegian-Russian Commission on Environmental Cooperation: status report on the Marine Environment of the Barents Region/ The Working Group on Marine Environment of the Barents Region. - April 1997. -100 p.

24. Toresen R. North Sea herring. A case study in Precautionary Approach / R. Toresen // The Precautionary Approach to North Sea Fisheries Management. Oslo, 9-10 sept., 1996.- Seminar report. Fisken og havet, 1997.- N 1.

168. Christensen V. ECOPATH II - A software for balancing steady - state ecosystem models and calculating network characteristics./ V. Christensen, D. Pauly // Ecol. Modelling.- 1992.- 61.-P. 169-185.

25. Pauly, D. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries./ D. Pauly, V. Christensen, C. Walters. //ICES J. Mar. Sci.- 2000.- 57/-P. 697-706.

26. Blanchard J.L Exploring marine mammal-fishery interactions using ‘Ecopath with Ecosim’: modelling the Barents Sea ecosystem/ J.L. Blanchard, J.K. Pinnegar, S. Mackinson // Sci. Ser. Tech Rep., CEFAS Lowestoft. -2002 -117. - 52 p.

27. Aggregation and removal of weak-links in food-web models: system stability and recovery from disturbance/ J.K. Pinnegar, J.L. Blanchard, S. Mackinson, R.D. Scott et al. // Ecological Modelling.-2005. -184.- P. 229-248.

28. Кузнецова И.С. Моделирование инвазии экзотических видов в морские экосистемы (на примере вселения желетелых организмов в Азово-Черноморский бассейн): дис. … канд. физ.-мат. наук: 05.13.18 /Кузнецова Ирина Сергеевна; науч. рук. Ю.В. Дашенко - Ростов-на-Дону, 2002. -150 с.

29. Дашкевич Л.В. Применение модели трофодинамики Баренцева моря для анализа динамики промысловых популяций и оценки допустимых нагрузок на экосистему / Л.В. Дашкевич, С.В. Бердников, В.А. Голубев // Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна.- Апатиты: КНЦ РАН, 2007. - Вып.2. - С. 64-103.

30. Применение математических моделей океанологических и экосистемных процессов в Белом и Баренцевом морях для комплексного анализа и прогнозирования динамики морских систем, управления прибрежными зонами (ФЦП «Мировой океан» Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна). - Апатиты: КНЦ РАН, 2007- 633 с.

31. Математическое моделирование океанологических и экосистемных процессов в Белом и Баренцевом морях: отчет о научно-исследовательской работе / Ю.И. Инжебейкин, С.В. Бердников, А.Е. Цыганкова, Л.В. Дашкевич - Ростов-на-Дону. 2006. -192 с.

32. Эволюция экосистем и биогеография морей европейской Арктики / Г.Г. Матишов, С.Ф. Тимофеев, С.С. Дробышева, В.М. Рыжов - СПб.: Наука, 1994.- 222 с.

33. Разработка методов комплексного использования современных информационных технологий и математического моделирования для исследования процессов, характеристик и ресурсов Баренцева и Белого морей в условиях влияния климатических процессов и антропогенных факторов: Отчет о НИР (заключительный) /рук. С.В. Бердников - Ростов-на-Дону, 2010. - 313с. - № госрегистрации 01200853313. -Инв. № 02201153033.

34. A mathematical model of the marine food web and it use in simulation of the biological invasion into Black and Azov Seas / S.V. Berdnikov, V.V. Selyutin, V.V. Vasilchenko, J.F. Caddy //В сб.

трудов коференции "Environmental mathematical modeling and numerical analysis".- Rostov-on-Don, 1999.- С. 11.

35. Ивлев В.С. Экспериментальная экология питания рыб / В.С. Ивлев/- М.: Пищепромиздат,1955.-272 с.

36. Arditi, R. Nonlinear food web model and their responces to increased basal productivity/ R. Arditi, J. Michalski // Food Webs: Integrations of Patterns and Dynamics (eds. G.A. Polis, K. O. Winemiller). - Chapman & Hall, 1995. - P. 123-133.

37. De Angelis D.L. Dynamics of nutrient cycling and food webs/ D.L. De Angelis - Chapmah and Hall, 1992.- 270 p.

38. Holling, C. S. The components of predation as revealed by a study of small mammal predation of the European pine sawfly/ C. S. Holling // Canadian Entomologist. – 1959.- Vol. 91.- P. 293-320.

39. Volterra V. Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically / V. Volterra // Nature.- 1926.- Vol. 188.- P. 558-560.

40. Kinetic of bacterial growth relationship between population density and specific growth rate of continuos culture / D. E. Contois // J. Microbiol. - 1959.- № 1-2. -P. 40.

41. Гильдерман Ю.И. Модели Л-систем (системы с лимитирующими факторами). Примеры Л-систем в химической кинетике, экологии, массовом обслуживании / Ю.И. Гильдерман, К.Н. Кудрина, И.А. Полетаев // Исследования по кибернетике.- М., 1970.- С. 165-209.

42. Атлас климатических изменений в больших морских экосистемах Северного полушария (1878–2013). Регион 1. Моря Восточной Арктики. Регион 2. Чёрное, Азовское и Каспийское моря / сост. Г.Г. Матишов, С.В. Бердников, А.П. Жичкин [и др.]. – Ростов н/Д: Издательство ЮНЦ РАН, 2014. – 256 с. –ISBN 978-5-4358-0080-7.

43. Разработка методов комплексного использования современных информационных технологий и математического моделирования для исследования процессов, характеристик и ресурсов Баренцева и Белого морей в условиях влияния климатических процессов и антропогенных факторов: отчет о НИР (закл.)/ Южный федеральный университет; рук. Бердников С.В.; -М.: ВНТИЦ, 2008.- 161с.- Исполн.: Инжебейкин Ю.И., Цыганкова А.Е., Архипова О.Е., Кулыгин В.В., Дашкевич Л.В., Немцева Л.Д., Сапрыгин В.В., Бирюков П.А., Сладкова Ю.М., Яицкая Н.А., Лисунова Н.С., Цыганкова О.В. - № госрегистрации 01.2008.53313. - Инв. № 02200950706.

44. Бердников С.В. Морские охраняемые территории как метод защиты эксплуатируемых популяций (на примере лофотено-баренцевоморской трески Gadusmorhuamorhua) / С.В. Бердников, Л.В. Дашкевич, В.В. Селютин // Известия ВУЗов. Северо-кавказский регион. - 2002. - С. 68-73.

45. Бердников С.В. Математические модели управления морским рыболовством / С.В. Бердников, Дж. Ф. Кади // Экология. Экономика. Информатика. - Ростов н/Д, 1999. - С. 81-85.

46. Лисунова Н.С. Применение математической модели ShareFish 2.0 для анализа факторов, влияющих на запас северо-восточной арктической трески / Н.С. Лисунова, С.В. Бердников // Изучение и освоение морских и наземных экосистем в условиях арктического и аридного климата: Материалы международной конференции, Ростов-на-Дону, Россия, 6-11 июня 2011 г. – Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН,– 2011. – С. 414-417.

47. Разработка методов комплексного использования современных информационных технологий и математического моделирования для исследования процессов, характеристик и ресурсов Баренцева и Белого морей в условиях влияния климатических процессов и антропогенных факторов: Отчет о НИР (промежуточный) – рук. С.В. Бердников - Ростов-на-Дону – 2008 - 161 с. - № госрегистрации 01200853313. Инв. № 02200950706.

48. Отчет о НИР. Разработка методов комплексного использования современных информационных технологий и математического моделирования для исследования процессов, характеристик и ресурсов Баренцева и Белого морей в условиях влияния климатических процессов и антропогенных факторов: отчет о НИР (промежуточный); рук. С.В. Бердников. - Ростов-на-Дону, 2009. - 171 с. - № госрегистрации 01200853313. -Инв. № 02201052275.

49. Дашкевич Л.В. Применение модели трофодинамики Баренцева моря для оценки допустимых промысловых нагрузок на экосистему/ Л.В. Дашкевич, С.В. Бердников // Проблемы биологической океанографии 21 века: Материалы международной научной конференции, посвященной 135-летию ИнБЮМУкраина, г. Севастополь 19-21сентября 2006. -Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. -С. 119.

50. Watson R.A. The changing face of global fisheries—The 1950s vs. the 2000s / R.A. Watson, D. Pauly // Marine Policy. – 2013. – Vol. 42. – P. 1-4.

51. Комплексное управление морской средой Баренцева моря и морских районов, прилегающих к лофонтенским островам (план управления). Доклад правительства Сторингу. – Осло, 2006. – № 8. – 178 с.

52. Polovina J.J. Model of a coral reef ecosystem. 1. The ECOPATH model and its application to French frigate shoals / J.J. Polovina // Coral Reefs. – 1984. -№ 3. – P. 1–11.

53. Fishing down marine food webs/ D. Pauly, V. Christensen, J. Dalsgaard et al. // Science.- 1998. –№ 279. – P.860–863.

54. Walters C. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments/ C. Walters, V. Christensen, D. Pauly // Review in Fish Biology and Fisheries.- 1997. - 7(2). – P. 139–172.

55. Christensen V. Ecopath with Ecosim: A User's Guide, Fisheries Centre, November 2005 Edition / V. Christensen, C.J. Walters, D. Pauly // University of British Columbia, Vancouver, Canada. - 2005. - 154 pp. (available online at www.ecopath.org).

56. Walters C. Adding realism to foraging arena predictions of trophic flow rates in Ecosim ecosystem models: Shared foraging arenas and bout feeding / C. Walters, V. Christensen //Ecological Modelling. – 2007. – 209. – P.342-350.

57. Walters C. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing/ C. Walters, J.F. Kitchell // Can. J. Fish. Aquat.Sci. - 2001. - №58. – P. 39–50.