

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 574.5: [546.16 + 546.17]:001.891.57 (261.243)

РАЗВИТИЕ МОДЕЛИ SPBEM-2: АНАЛИЗ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ МОДЕЛИ К ЗАДАНИЮ РАСТВОРЕННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА

**О. М. Владимирова¹, Т. Р. Еремина¹, А. В. Исаев², В. А. Рябченко²,
О. П. Савчук³**

¹ *Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург, Россия*

² *Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Москва, Россия*

³ *Балтик Нест институт, Центр Балтийского моря Стокгольмского университета, Швеция*

Проведен анализ чувствительности 3-мерной биогеохимической модели SPBEM-2 к включению в уравнения модели растворенного органического азота и фосфора, поступающего с речным стоком в виде переменных модели. Как показали результаты расчетов, учет фосфорной и азотной нагрузки, поступающей с речным стоком в составе лабильного растворенного органического вещества (РОВ), заметно отражается на пространственном распределении потока седиментации азота и фосфора, а именно приводит к увеличению потока седиментации в приустьевых участках. Оседание на дно детрита азота и фосфора увеличивается в 2,5 и 3 раза, соответственно, снижается величина первичной продукции, значения которой завышались при расчетах без учета уравнений для РОВ в восточной части Финского залива. Включение в уравнения модели переменных, описывающих трансформацию РОВ, позволяет отказаться от искусственного завышения скорости оседания детрита и использовать в модели значения, сопоставимые с наблюдаемыми.

Ключевые слова: Балтийское море; моделирование; эвтрофикация; биогенные соединения; органическое вещество, речные нагрузки.

**O. M. Vladimirova, T. R. Eremina, A. V. Isaev, V. A. Ryabchenko,
O. P. Savchuk. MODEL SPBEM-2 DEVELOPMENT: ANALYSIS OF
SENSITIVITY TO THE DISSOLVED ORGANIC MATTER SETTING**

The sensitivity of the 3-D biogeochemical model SPBEM-2 to the inclusion of dissolved organic nitrogen and phosphorus input with river runoff as variables in the model equations was analyzed. The inclusion of the phosphorus and nitrogen loads brought with labile dissolved organic matter (DOM) in the river runoff into the calculations noticeably influences the spatial distribution of the nitrogen and phosphorus sedimentation flux, name-

ly, leads to an increase in the sedimentation flux in estuarine areas. The sedimentation of detrital nitrogen and phosphorus to the bottom increases 2.5 and 3 times, respectively. The amount of primary production decreases versus the overestimated values in the calculations without DOM equations for the eastern part of the Gulf of Finland. The inclusion of variables describing DOM transformations into the model equations helps avoid the artificial overestimation of the detritus sedimentation rate and use in the model values comparable to the observed ones.

Key words: Baltic Sea; modelling; eutrophication; nutrients; organic matter; river loads.

Введение

Эвтрофикация была и остается одной из ключевых проблем Балтийского моря. Около 75 % азотной нагрузки и не менее 95 % фосфорной поступает в него по рекам или в виде прямых водных сбросов. В 2007 году Хельсинкской комиссией принят План действий по Балтийскому морю, направленный на восстановление надлежащего экологического состояния морской среды Балтики к 2021 году. В нем, на основании национальных данных за 1997–2003 гг., были установлены максимально допустимые квоты (MAI) азота и фосфора, при которых можно достигнуть хорошего экологического состояния, и соответствующие сокращения поступления биогенов для каждого субрегиона Балтийского моря [HELCOM..., 2007].

Благодаря принятым мерам по защите и охране вод [The Gulf..., 2016] внешняя нагрузка биогенными элементами была снижена на 30–40 %. Но, согласно отчету Хельсинкской комиссии, не во всех регионах Балтийского моря достигнуты хорошие показатели. Так, например, несмотря на то, что в Финском заливе нагрузка по поступлению фосфора снизилась на 59 %, залив продолжает оставаться одним из самых эвтрофированных районов Балтики [HELCOM..., 2018].

До настоящего времени в применяемых моделях эвтрофикации Балтийского моря RCO-SCOBI [Killworth и др., 1991; Eilola и др., 2009], ERGOM [Pacanowski и др., 1993], BALTSEM [Savchuk, Wulff, 1996; Gustafsson, 2003] и SPBEM [Neelov и др., 2003; Savchuk и др., 2009] при описании биогеохимического круговорота биогенных соединений фосфор- и азотсодержащее растворенное органическое вещество не рассматривалось в виде самостоятельной переменной. Это приводит к тому, что часть фосфорной и азотной нагрузки, поступающей с речным стоком в составе органического вещества, не учитывается полностью в балансе этих соединений. Для учета речных нагрузок в указанных выше моделях обычно используются известные данные по речным

нагрузкам в Балтике, собираемые Хельсинкской комиссией [The Gulf..., 2016], но при этом применяются различные подходы в описании учета биодоступной части органики. В частности, органические нагрузки поступают в виде детрита, а коэффициенты доступности отличаются от модели к модели. В результате возникают большие различия между фактическими поступлениями питательных веществ, используемыми в разных моделях, особенно для фосфора [Meier и др., 2018], что приводит к существенным расхождениям в оценке развития эвтрофикации в Балтийском море. При этом та часть нагрузки, которая является стойкой фракцией растворенного органического азота и фосфора, просто «отбрасывается», а «отброшенное» количество может отличаться от модели к модели в зависимости от принимаемых коэффициентов биодоступности [Meier и др., 2018]. Вся же биодоступная часть считается сосредоточенной только во взвешенной форме. В результате в мелководных приустьевых участках происходит интенсивное выпадение детрита на дно, что приводит к искусственному занижению скорости оседания при проведении расчетов на модели для сохранения баланса биогенных элементов пелагиали.

Для более реалистичного описания оседания детрита биогеохимический модуль модели SPBEM [Savchuk, 2002] был расширен за счет включения уравнений, описывающих трансформацию растворенного азот- и фосфорсодержащего органического вещества ($POB_{N,P}$). Это позволило в модели SPBEM-2 [Vladimirova и др., 2018; Isaev и др., 2020] увеличить скорость оседания детрита и использовать в расчетах значения, сопоставимые с наблюдаемыми в природе [Sarhou и др., 2005].

Кроме того, как указывалось выше, в моделях эвтрофикации Балтийского моря не учитывается стойкая фракция $POB_{N,P}$. Однако, по имеющимся оценкам, для Балтики стойкая фракция POB_N и POB_P составляет 75 и 36 % соответственно [Hoikkala и др., 2015; Savchuk, 2018] и может вносить свой вклад в баланс азота и фосфора в экосистеме Финского залива.

В настоящее время такие оценки для экосистемы Финского залива отсутствуют.

Целью настоящей работы является определение чувствительности модели SPBEM-2 к введенным в биогеохимический модуль переменным в виде двух форм растворенной лабильной и стойкой органики ($POB_{N,P}$). Для этого в работе исследуется влияние разных способов задания лабильной формы органического азота и фосфора, поступающих с речными нагрузками, на потоки вещества в пелагической системе Финского залива, а также чувствительность первичной продукции и содержания детрита в пелагиали к изменению скорости оседания детрита и минерализации.

Материалы и методы

Для проведения численных расчетов использовались сведения из нескольких источников: из базы, сформированной в рамках проведения в 2014 г. года Финского залива [The Gulf..., 2016], которая содержит данные натурных наблюдений за период с 1999 по 2014 год; данные Стокгольмского университета [BED...]; данные, полученные в экспедициях РГГМУ.

Расчеты проводились с использованием Санкт-Петербургской модели эвтрофикации Балтийского моря SPBEM-2, которая представляет собой модульную систему. Гидродинамический модуль основан на модели Массачусетского института технологий в гидростатическом приближении (MITgcm) [Hibler, 1980; Gaspar и др., 1990; Zhang, Hibler, 1997]. Биогеохимический модуль, описанный в работе [Savchuk, 2002], был расширен путем добавления уравнений, описывающих трансформацию двух форм (лабильной и стойкой) растворенной органики [Vladimirova и др., 2018; Isaev и др., 2020]. Биогеохимический модуль представляет собой систему уравнений переноса и трансформации с функцией неконсервативности, которая описывает процессы переноса вещества между компонентами в результате химико-биологических взаимодействий, формирующих соответствующие потоки азота и фосфора в гомогенном объеме воды и прилегающих к нему донных отложениях.

Скорость и характер протекания биогеохимических процессов зависят от гидрофизических процессов в морской среде, что обуславливает необходимость адекватного воспроизведения на модели циркуляции вод и термохалинной структуры. Выполненная верификация результатов модельных расчетов по данным натурных наблюдений показала, что модель с достаточной степенью соответствия воспроизводит се-

зонный ход гидрофизических и гидрохимических характеристик [Isaev и др., 2020].

Для оценки чувствительности модели к введению в биогеохимический модуль уравнений, описывающих трансформацию растворенного органического вещества, поступающего с речным стоком, проведен численный эксперимент (run1). При этом опорным численным экспериментом (run0) принят результат расчетов, приведенный в [Vladimirova et al., 2018]. В опорном эксперименте с введением двух форм растворенного органического вещества речная нагрузка учитывается полностью и поступает в виде лабильной и стойкой фракций $POB_{N,P}$.

В run1 поступающая с суши нагрузка лабильной фракции органического азота и фосфора задавалась в виде детрита. Это позволяет приблизить модель SPBEM-2 к моделям, в которых растворенные формы органического азота и фосфора не были описаны самостоятельными переменными. Стойкие фракции растворенных органического азота и фосфора, как и все остальные переменные модели, оставались без изменений.

Добавление уравнений, описывающих формы органического азота и фосфора, позволяет провести численные эксперименты по изменению скорости оседания детрита [Сергеев и др., 1979; Sarthou et al., 2005; Bach et al., 2012] и увеличить ее, например, с 2,6 до 6,6 м/сут (при 10 °C).

Для проведения исследования чувствительности к изменению параметров, описывающих процессы транспорта и трансформации детрита и $POB_{N,P}$ на модели SPBEM-2, все эксперименты выполнялись для периода с 2009 по 2014 г. Расчетная область представлена на рис. 1. Расчеты проводились для Финского залива от Невской губы до меридиана 24.08° в. д., где расположена жидкая граница. Горизонтальное разрешение сферической сетки составляет 2' по широте и 4' по долготе (~ 2 морских мили), вертикальное разрешение в z-координатной области – 3 м от поверхности до дна.

Результаты и обсуждение

Как показали результаты расчетов, разные способы задания поступления речных нагрузок сильно отражаются на пространственном распределении потока седиментации азота и фосфора. Для run1, по сравнению с run0, в приустьевых участках наблюдается увеличение потока седиментации детрита, в то время как в центральной части залива поток уменьшается. Среднегодовой поток по всей площади Финского залива увеличивается в 2–2,5 раза для азота (рис. 2), а для фосфора – в 2,5–3 раза (рис. 3).

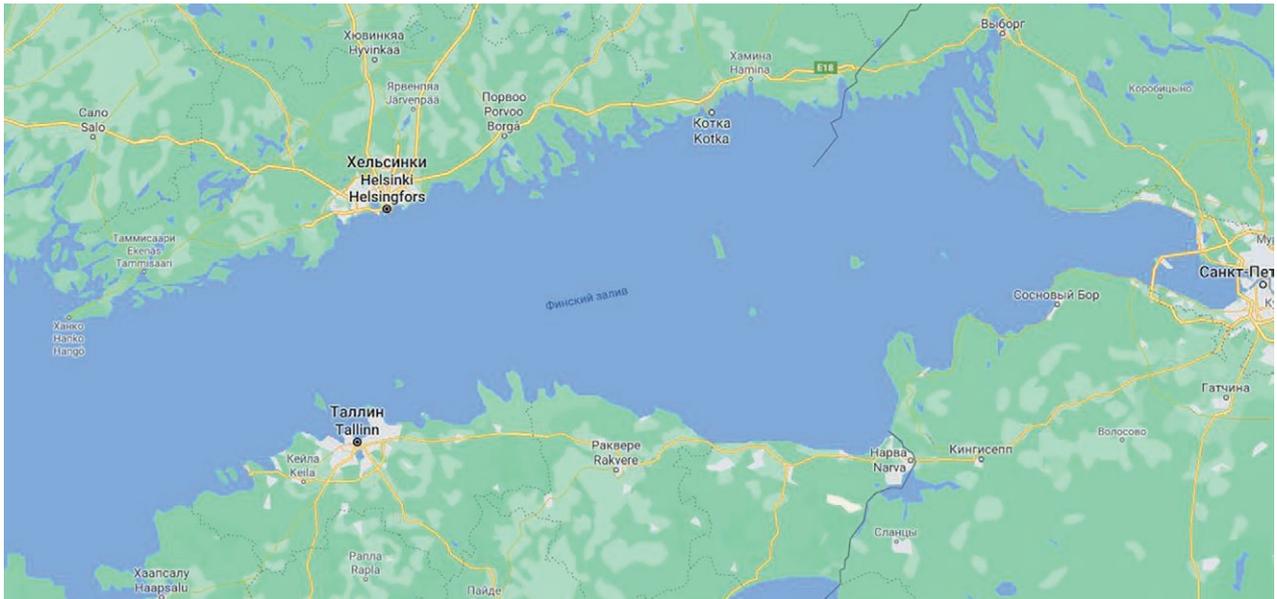


Рис. 1. Финский залив Балтийского моря
 Fig. 1. The Gulf of Finland of the Baltic Sea

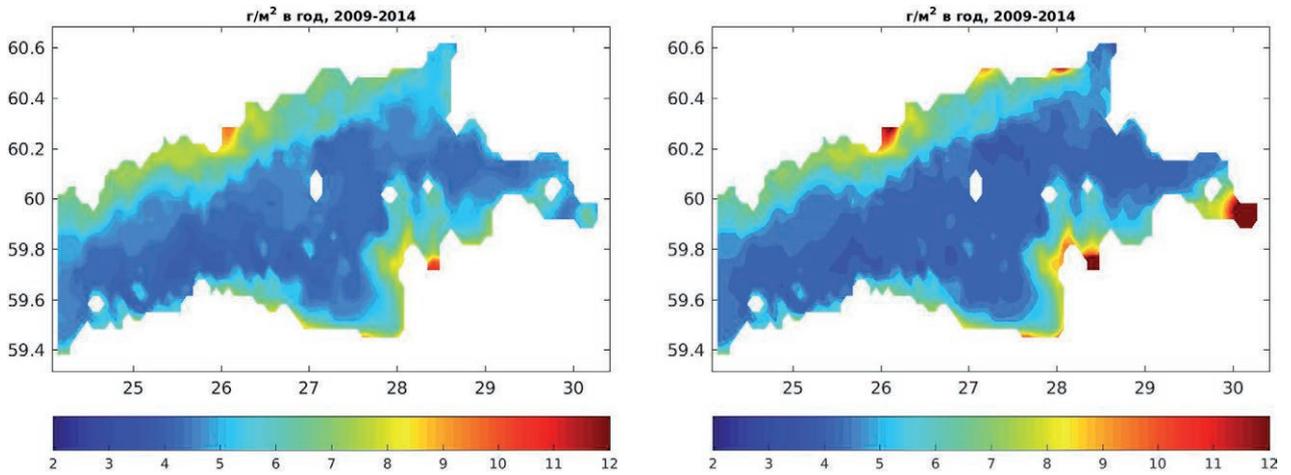


Рис. 2. Среднегодовой поток седиментации азота в run0 (слева) и в случае run1 (справа)
 Fig. 2. Average annual flow of nitrogen sedimentation in run0 (left) and in the case of run1 (right)

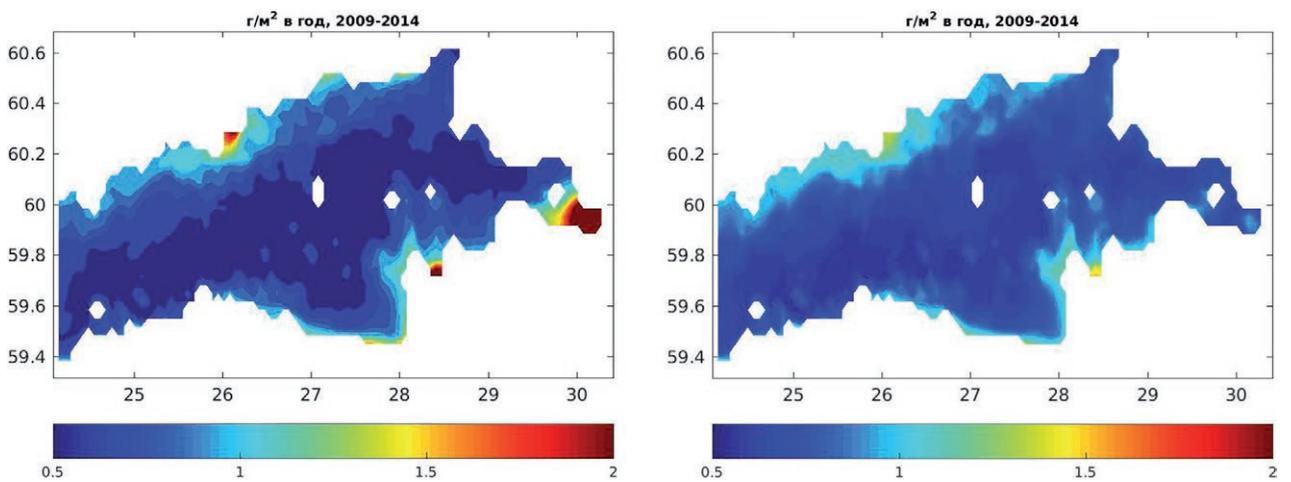


Рис. 3. Среднегодовой поток седиментации фосфора в run0 (слева) и в случае run1 (справа)
 Fig. 3. Average annual flow of phosphorus sedimentation in run0 (left) and in the case of run1 (right)

Таблица 1. Сравнение потоков седиментации и выхода из донных отложений для фосфора
 Table 1. Comparison of sedimentation and output flows from bottom sediments for phosphorus

Фосфор Phosphorus	Run0, т/год tons/year		Run1, т/год tons/year		(OutP _{run1} - OutP _{run0})/OutP _{run1} (%)	(SedP _{run1} - SedP _{run0})/SedP _{run1} (%)	SedP _{run0} - OutP _{run0} , т/год tons/year	SedP _{run1} - OutP _{run1} , т/год tons/year
	Выход из донных отложений OutP _{run0} Output from bottom sediments OutP _{run0}	Седиментация SedP _{run0} Sedimentation SedP _{run0}	Выход из донных отложений OutP _{run1} Output from bottom sediments OutP _{run1}	Седиментация SedP _{run1} Sedimentation SedP _{run1}				
2009	18799	22006	18975	24342	0,92	9,60	3206	5367
2010	24876	17890	25391	18520	2,03	3,40	-6986	-6871
2011	21975	19390	22556	20929	2,58	7,36	-2584	-1626
2012	14834	17340	15339	18146	3,29	4,45	2505	2807
2013	17186	18216	17848	18367	3,71	0,82	1030	519
2014	16873	16759	17476	17378	3,45	3,56	-113	-98
Среднее Average					2,66	4,87	-490	16

По результатам расчетов, разные способы поступления биогенов с речным стоком приводят к изменениям интенсивности биогеохимических процессов, что может быть показано на примере анализа сравнения первичной продукции органического вещества. В run0 первичная продукция в среднем за расчетный период составляет $184,55 \cdot 10^3$ т/год для западной части Финского залива, для восточной части – $208,18 \cdot 10^3$ т/год. По результатам run1 первичная продукция составляет для западной части $177,29 \cdot 10^3$ т/год, для восточной – $204,86 \cdot 10^3$ т/год. Таким образом, сокращение первичной продукции в восточной части происходит незначительно и составляет в среднем 1,5 %, в то время как в западной части Финского залива сокращение достигает 4 %. Данный эффект связан с уменьшением скорости рециклинга. Поступающий в приустьевые участки детрит в run1 довольно быстро оседает на дно, что обуславливает его недостаток в центральной части и приводит к уменьшению первичной продукции.

Сравнение потоков седиментации и выхода из донных отложений по результатам run0 по-

казало, что выход из донных отложений фосфора преобладает над потоком оседания в среднем на 490 т/год (табл. 1). В расчете run1, напротив, в среднем за 2009–2014 гг. поток седиментации превышает поток выхода фосфора из донных отложений, и их разница составляет 16 т/год. Расчет изменения разности потоков для run0 и run1 показал увеличение седиментации на 4,8 %. Максимальные значения для разницы потоков седиментации и выхода фосфора из донных отложений выявлены в 2010 году, что связано с обширной зоной гипоксии [Владимирова и др., 2018], образовавшейся в восточной части Финского залива в летний период.

Для азота как в случае run0, так и в случае run1 преобладает поток седиментации. Прирост выхода азота из донных отложений изменяется от 0,2 до 2,6 % ежегодно, а потока седиментации – от 0 до 4,9 %. В целом разность потоков составляет в среднем $100 \cdot 10^3$ т/год, а седиментация увеличивается на 3,3 % по отношению к run0.

Сравнительный анализ потока выхода фосфора из донных отложений с имеющимися данными натурных экспериментов [Conley и др.,

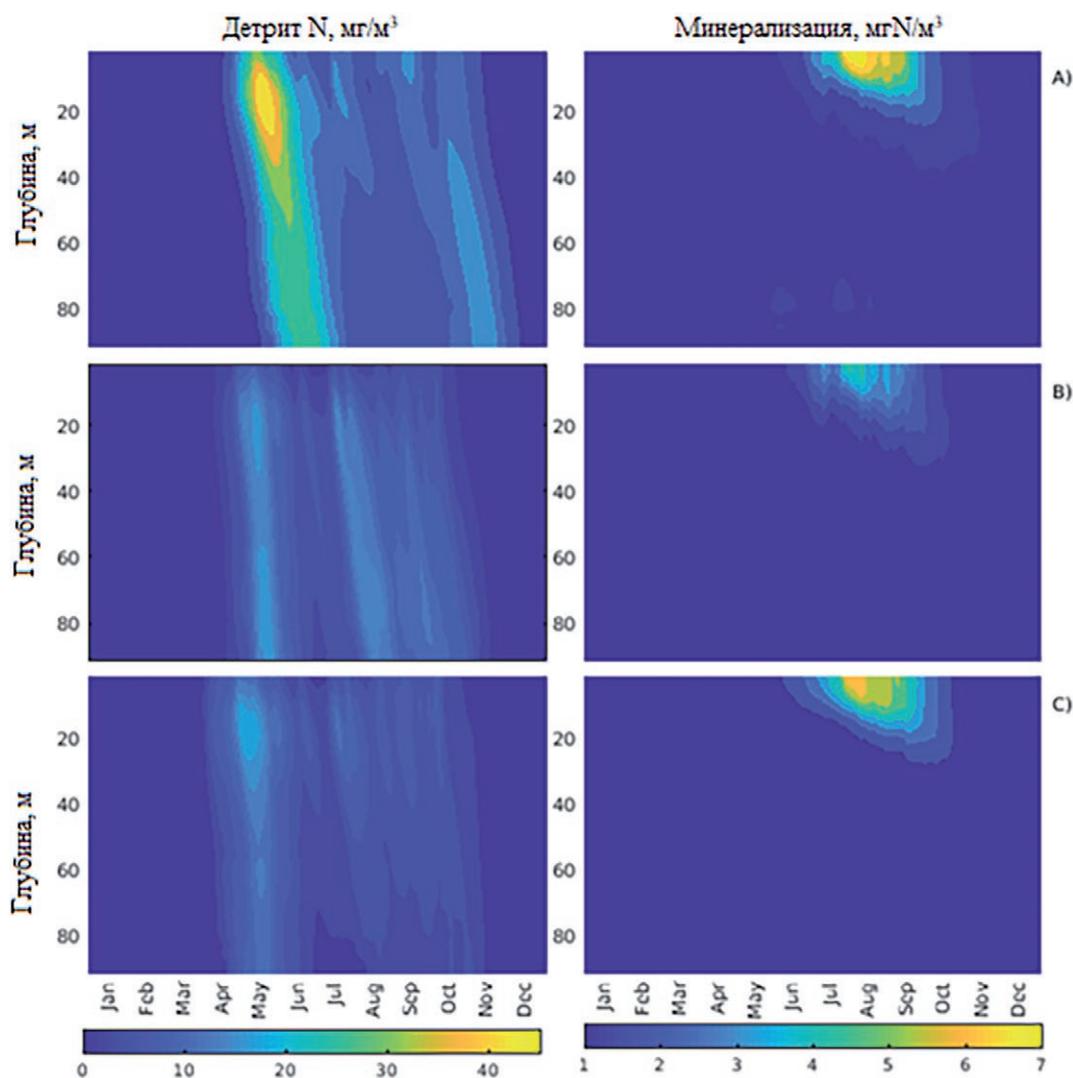


Рис. 4. Сезонная динамика оседания детрита (слева) и минерализации (справа), усредненная за 2009–2014 гг.:

А) скорость оседания детрита 2,6 м/сут при 10 °С, скорость минерализации 0,004 сут⁻¹ (при 10 °С);
 В) скорость оседания детрита при 10 °С 6,6 м/сутки, скорость минерализации 0,004 сут⁻¹ (при 10 °С);
 С) скорость оседания детрита при 10 °С 6,6 м/сут, скорость минерализации детрита при 10 °С установлена равной 0,088 сут⁻¹

Fig. 4. Seasonal dynamics of detritus settling (left column) and mineralization (right column) averaged over 2009–2014:

А) detritus sinking velocity at 10 °С is set as 2.6 m/day, detritus mineralization rate at 10 °С is set as 0.004 day⁻¹, В) detritus sinking velocity at 10 °С is set as 6.6 m/day, detritus mineralization rate at 10 °С is set as 0.004 day⁻¹, С) detritus sinking velocity at 10 °С is set as 6.6 m/day, detritus mineralization rate at 10 °С is set as 0.088 day⁻¹

1997; Pitkänen и др., 2001; Lukkari, 2008; Norkko et al., 2015; Berezina et al., 2019] показал, что модельные потоки (0,1–0,22 ммоль Р/м² в сутки) согласуются с экспериментальными (0,038–2,7 ммоль Р/м² в сутки), которые были получены в различные годы летнего периода с 1993 по 2015 г.

Проведен ряд численных экспериментов по изменению скорости оседания детрита. Первоначально скорость оседания детрита со-

ставляла 2,6 м/сут, скорость минерализации – 0,004 сут⁻¹ (рис. 4, А) [Vladimirova и др., 2018]. В первом эксперименте скорость оседания детрита была увеличена в 2,5 раза, до 6,6 м/сут (при 10 °С). На рис. 4 (В) видно, что происходит уменьшение концентрации детрита в пелагиали за счет более быстрого оседания и, как следствие, уменьшение минерализации в фотическом слое. Во втором эксперименте скорость минерализации была увеличена более чем в 20

раз, до $0,088 \text{ сут}^{-1}$ (при $10 \text{ }^\circ\text{C}$) (рис. 4, С), что позволяет сохранить баланс биогенных элементов в экосистеме залива.

Численные эксперименты показали, что увеличение скорости оседания детрита и скорости минерализации позволило получить оценки первичной продукции, которые в большей степени соответствуют наблюдаемым в Финском заливе [Isaev и др., 2020]. Среднее значение первичной продукции по результатам расчетов [Vladimirova и др., 2018] составляло $0,79 \pm 0,52 \text{ мгС/м}^2/\text{сут}$ (табл. 2). После увеличения скорости оседания детрита и величины минерализации среднее значение первичной продукции уменьшилось до $0,44 \pm 0,39 \text{ мгС/м}^2/\text{сут}$, что более соответствует величине продукции по данным наблюдений в Финском заливе – $0,50 \pm 0,21 \text{ мгС/м}^2/\text{сут}$ [Platt и др., 1989].

Таблица 2. Статистика первичной продукции фитопланктона ($\text{мгС/м}^2/\text{сут}$), усредненная за весь период численных экспериментов

Table 2. Statistics of the phytoplankton primary production ($\text{mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) averaged over the entire period of numerical experiments

	Obs	VL2018	Wg3	New
mean	0,50	0,79	0,32	0,44
std	0,21	0,52	0,30	0,39

Примечание. Obs – измерения, VL2018 – по модели [Владимирова и др., 2018], Wg – с увеличенной скоростью оседания, New – с увеличенной скоростью минерализации детрита.

Note. Obs – measurements, VL2018 – as simulated [Vladimirova et al., 2018], Wg – with increased sinking velocity, New – with additionally increased mineralization rate of detritus.

Выводы

Выполненные численные эксперименты показали, что разные способы задания поступления биогенных элементов, а именно задание лабильной фракции $\text{POB}_{\text{N,P}}$ в виде детрита, влияют на интенсивность процессов седиментации, выхода из донных отложений и образования первичной продукции.

При задании лабильной фракции $\text{POB}_{\text{N,P}}$ самостоятельными переменными выход фосфора из донных отложений больше потока оседания на 490 т/год, а в случае задания $\text{POB}_{\text{N,P}}$ в виде детрита поток седиментации становится преобладающим и превышает поток фосфора из донных отложений на 16 т/год. Изменение соотношения и направления этих потоков отразилось на первичной продукции и привело к заметному уменьшению ее величины в западной части Финского залива на 4 %. Наиболее заметное увеличение потока седиментации

наблюдается в приустьевых районах, тогда как в центральной части Финского залива он уменьшается. Исходя из полученных результатов, данный эксперимент показывает, что учет лабильной фракции POB в виде детрита приводит к увеличению потока седиментации и сокращению первичной продукции, в особенности для западной части Финского залива.

Важным результатом модификации модели можно считать наиболее сопоставимое представление переменных детрита по отношению к наблюдаемым в природе. Использование в модели новых скоростей оседания показывает, что для выполнения условий сохранения баланса биогенных элементов в фотическом слое необходимо увеличить скорость минерализации. Данный эксперимент позволил получить лучшее соответствие модельных оценок первичной продукции данным наблюдений.

Работа О. М. Владимировой и Т. Р. Ереминой выполнена в рамках государственного задания № FSZU-2020-0009, В. А. Рябченко и А. В. Исаева – в рамках государственного задания по теме 0128-2021-0014.

Литература

- Владимирова О. М., Еремина Т. Р., Исаев А. В., Рябченко В. А., Савчук О. П. Модельные оценки составляющих баланса азота и фосфора в экосистеме Финского залива // Ученые записки РГГМУ. 2018. № 53. С. 72–82.
- Сергеев Ю. Н., Колодочка А. А., Круммель Х. Д., Кулеш В. П., Савчук О. П. Моделирование процессов переноса и трансформации вещества в море. Л.: ЛГУ, 1979.
- Bach L. T., Riebesell U., Sett S., Febiri S., Rzepka P., Schulz K. G. An approach for particle sinking velocity measurements in the 3–400 μm size range and considerations on the effect of temperature on sinking rates // Mar Biol. 2012. Vol. 159. P. 1853–1864.
- BED–Data Assimilation System and Baltic Environment Database at the Baltic Nest Institute, Stockholm University. URL: <http://nest.su.se/das> (дата обращения: 5.04.2018).
- Berezina N. A., Maximov A. A., Vladimirova O. M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment–water interface in the easternmost Baltic Sea // Marine Ecol. Progr. Ser. 2019. Vol. 608. P. 33–43.
- Conley D. J., Stockenberg A., Carman R., Johnstone R. W., Rahm L., Wulff F. Sediment–water nutrient fluxes in the Gulf of Finland, Baltic Sea // Estuar Coast Mar Sci. 1997. Vol. 45. P. 591–598.
- Eilola K., Meier H. E. M., Almroth E. On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study // J. Mar. Syst. 2009. Vol. 75(1–2). P. 163–184. doi: 10.1016/j.jmarsys.2008.08.009
- Gaspar P., Gregoris Y., Lefevre J.-M. A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic ver-

tical mixing: Tests at station Papa and long-term upper ocean study site // *J. Geophys. Res.* 1990. Vol. 95-C9. P. 179–193.

Gustafsson B. G. A time-dependent coupled-basin model of the Baltic Sea, Earth Sciences Centre, Göteborg University C47. 2003. 61 p.

HELCOM Baltic Sea Action Plan, HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting. 2007.

HELCOM Thematic assessment of eutrophication 2011–2016. *Baltic Sea Environ. Proceed.* 2018. No. 156.

Hibler W. D., III. Modeling a variable thickness sea ice cover, *Monthly Weather Review*, 1980. Vol. 108(12). P. 1943–1973. doi: 10.1175/1520-0493(1980)108<1943:MAVTSI>2.0.CO;2

Hoikkala L., Kortelainen P., Soirine H., Kuosa H. Dissolved organic matter in the Baltic Sea // *J. Mar. Syst.* 2015. Vol. 142. P. 47–61. doi: 10.1016/j.jmarsys.2014.10.005/

Isaev A., Vladimirova O., Eremina T., Ryabchenko V., Savchuk O. Accounting for dissolved organic nutrients in an SPBEM-2 model: Validation and verification // *Water (Switzerland)*. 2020. Vol. 12(5). Art. 1307. doi: 10.3390/W12051307

Killworth P. D., Stainforth D., Webb D. J., Paterston S. M. The development of a free-surface Bryan – Cox – Semtner ocean model // *J. Phys. Oceanogr.* 1991. Vol. 21(9). P. 1333–1348.

Lukkari K. Chemical characteristics and behaviour of sediment phosphorus in the northeastern Baltic Sea // *Finn. Inst. Mar. Res. Contrib.* 2008. Vol. 17. P. 1–64.

Meier H. E. M., Edman M. K., Eilola K. J., Placke M., Neumann T., Andersson H. C., Brunnabend S.-E., Dieterich C., Frauen C., Friendland R., Gröger M., Gustafsson B. G., Gustafsson E., Isaev A., Kniebusch M., Kuznetsov I., Müller-Karulis B., Omstedt A., Ryabchenko V., Saraiva S., Savchuk O. P. Assessment of eutrophication abatement scenarios for the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations // *Front. Mar. Sci.* 2018. Vol. 5. P. 440. doi: 10.3389/fmars.2018.00440

Neelov I. A., Eremina T. R., Isaev A. V., Ryabchenko V. A., Savchuk O. P., Vankevich R. E. A simulation of the Gulf of Finland ecosystem with a 3D model // *Proceed. Est. Aced. Sci. Biol. Ecol.* 2003. Vol. 52. P. 346–359.

Norkko J., Gammal J., Hewitt J. E., Josefson A. B., Carstensen J., Norkko A. Seafloor ecosystem function relationships: in situ patterns of change across gradi-

ents of increasing hypoxic stress // *Ecosystems*. 2015. Vol. 18. P. 1424–1439.

Pacanowski R. C., Dixon K., Rosati A. The GFDL Modular Ocean Model Users Guide, version 1.0 GFDL Ocean Group, Technical Report No. 2, Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, Princeton, New Jersey, USA, 1993.

Pitkänen H., Lehtoranta J., Räsänen A. Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: the case of the estuarial eastern Gulf of Finland, Baltic Sea // *Ambio*. 2001. Vol. 30. P. 195–201.

Platt T., Harrison W. G., Lewis M. R., Li W. K. W., Sathyendranath R. E., Smith R. E., Vezina A. F. Biological production of the oceans, the case for a consensus // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1989. Vol. 52. P. 78–88.

Sarthou G., Timmermans K. R., Blain S., Tréguer P. Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: A review // *J. Sea Res.* 2005. Vol. 53. P. 25–42.

Savchuk O., Wulff F. Biogeochemical transformations of nitrogen and phosphorus in the marine environment – Coupling hydrodynamic and biogeochemical processes in models for the Baltic Proper / Stockholm University. Systems ecology contributions. 1996. No. 2. 79 p.

Savchuk O. P. Nutrient biogeochemical cycles in the Gulf of Riga: scaling up field studies with a mathematical model // *J. Mar. Syst.* 2002. Vol. 32. P. 235–280.

Savchuk O. P., Wulff F. Long-term modeling of large-scale nutrient cycles in the entire Baltic Sea // *Hydrobiologia*. 2009. Vol. 629. P. 209–224. doi: 10.1007/s10750-009-9775-z

Savchuk O. P. Large-scale nutrient dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016 // *Front. Mar. Sci.* 2018. Vol. 5. P. 95. doi: 10.3389/fmars.2018.00095

The Gulf of Finland assessment / Eds. M. Raateoja, O. Setälä. Reports of the Finnish Environment Institute 27. Finnish Environ. Institute. 2016. 363 p.

Vladimirova O. M., Eremina T. R., Isaev A. V., Ryabchenko V. A., Savchuk O. P. Modelling dissolved organic nutrients in the Gulf of Finland // *Фундаментальная и прикладная гидрофизика*. 2018. Т. 11, № 4. С. 90–101.

Zhang J., Hibler W. D., III. On an efficient numerical method for modeling sea ice dynamics // *J. Geophys. Res.* 1997. Vol. 102 (C4). P. 8691–8702.

Поступила в редакцию 25.12.2020

References

Sergeev Y. N., Kolodochka A. A., Krummel H.-D., Kulesh V. P., Savchuk O. P. Modelirovanie protsessov perenosa i transformatsii veshchestva v more [Modelling of the transport and transformation processes in the Sea]. Leningrad: LGU, 1979. 292 p.

Vladimirova O. M., Eremina T. R., Isaev A. V., Ryabchenko V. A., Savchuk O. P. Model'nye otsenki sostavlyayushchikh balans azota i fosfora v ekosisteme Finskogo zaliva [Model estimates of nitrogen and phosphorus budget components for the Gulf of Finland ecosystem]. *Uchenye zapiski RGGMU* [Proceed. Russ. St. Hydrometeorol. Univ.] 2018. No. 53. P. 72–82.

Bach L. T., Riebesell U., Sett S., Febiri S., Rzepka P., Schulz K. G. An approach for particle sinking velocity measurements in the 3–400 µm size range and considerations on the effect of temperature on sinking rates. *Mar. Biol.* 2012. Vol. 159. P. 1853–1864.

BED – Data Assimilation System and Baltic Environment Database at the Baltic Nest Institute, Stockholm University. URL: <http://nest.su.se/das> (accessed: 5.04.2018).

Berezina N. A., Maximov A. A., Vladimirova O. M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment – water interface in the easternmost Baltic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2019. Vol. 608. P. 33–43.

Conley D. J., Stockenberg A., Carman R., Johnstone R. W., Rahm L., Wulff F. Sediment-water nutrient fluxes in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuar Coast Mar. Sci.* 1997. Vol. 45. P. 591–598.

Eilola K., Meier H. E. M., Almroth E. On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study. *J. Mar. Syst.* 2009. Vol. 75(1–2). P. 163–184. doi: 10.1016/j.jmarsys.2008.08.009

Gaspar P., Gregoris Y., Lefevre J.-M. A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing: Tests at station Papa and long-term upper ocean study site. *J. Geophys. Res.* 1990. Vol. 95-C9. P. 179–193.

Gustafsson B. G. A time-dependent coupled-basin model of the Baltic Sea, Earth Sciences Centre, Goteborg University C47. 2003. 61 p.

HELCOM Baltic Sea Action Plan, HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting. 2007.

HELCOM Thematic assessment of eutrophication 2011–2016. *Baltic Sea Environ. Proceed.* 2018. No. 156.

Hibler W. D., III. Modeling a variable thickness sea ice cover, *Monthly Weather Review*, 1980. Vol. 108(12). P. 1943–1973. doi: 10.1175/1520-0493(1980)108<1943:MAVTSI>2.0.CO;2

Hoikkala L., Kortelainen P., Soinne H., Kuosa H. Dissolved organic matter in the Baltic Sea. *J. Mar. Syst.* 2015. Vol. 142. P. 47–61. doi: 10.1016/j.jmarsys.2014.10.005/

Isaev A., Vladimirova O., Eremina T., Ryabchenko V., Savchuk O. Accounting for dissolved organic nutrients in an SPBEM-2 model: Validation and verification. *Water (Switzerland)*. 2020. Vol. 12(5). Art. 1307. doi: 10.3390/W12051307

Killworth P. D., Stainforth D., Webb D. J., Paterston S. M. The development of a free-surface Bryan – Cox – Semtner ocean model. *J. Phys. Oceanogr.* 1991. Vol. 21(9). P. 1333–1348.

Lukkari K. Chemical characteristics and behaviour of sediment phosphorus in the northeastern Baltic Sea. *Finn. Inst. Mar. Res. Contrib.* 2008. Vol. 17. P. 1–64.

Meier H. E. M., Edman M. K., Eilola K. J., Placke M., Neumann T., Andersson H. C., Brunnabend S.-E., Dieterich C., Frauen C., Friendland R., Gröger M., Gustafsson B. G., Gustafsson E., Isaev A., Kniebusch M., Kuznetsov I., Müller-Karulis B., Omstedt A., Ryabchenko V., Saraiva S., Savchuk O. P. Assessment of eutrophication abatement scenarios for the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations. *Front. Mar. Sci.* 2018. Vol. 5. P. 440. doi: 10.3389/fmars.2018.00440

Neelov I. A., Eremina T. R., Isaev A. V., Ryabchenko V. A., Savchuk O. P., Vankevich R. E. A simulation of

the Gulf of Finland ecosystem with a 3D model. *Proceed. Est. Aced. Sci. Biol. Ecol.* 2003. Vol. 52. P. 346–359.

Norkko J., Gammal J., Hewitt J. E., Josefson A. B., Carstensen J., Norkko A. Seafloor ecosystem function relationships: in situ patterns of change across gradients of increasing hypoxic stress. *Ecosystems*. 2015. Vol. 18. P. 1424–1439.

Pacanowski R. C., Dixon K., Rosati A. The GFDL Modular Ocean Model Users Guide, version 1.0 GFDL Ocean Group, Technical Report No. 2, Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, Princeton, New Jersey, USA, 1993.

Pitkänen H., Lehtoranta J., Räike A. Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: the case of the estuarial eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Ambio*. 2001. Vol. 30. P. 195–201.

Platt T., Harrison W. G., Lewis M. R., Li W. K. W., Sathyendranath R. E., Smith R. E., Vezina A. F. Biological production of the oceans, the case for a consensus. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1989. Vol. 52. P. 78–88.

Sarthou G., Timmermans K. R., Blain S., Tréguer P. Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: A review. *J. Sea Res.* 2005. Vol. 53. P. 25–42.

Savchuk O., Wulff F. Biogeochemical transformations of nitrogen and phosphorus in the marine environment – Coupling hydrodynamic and biogeochemical processes in models for the Baltic Proper. Stockholm University. Systems ecology contributions. 1996. No. 2. 79 p.

Savchuk O. P. Nutrient biogeochemical cycles in the Gulf of Riga: scaling up field studies with a mathematical model. *J. Mar. Syst.* 2002. Vol. 32. P. 235–280.

Savchuk O. P., Wulff F. Long-term modeling of large-scale nutrient cycles in the entire Baltic Sea. *Hydrobiologia*. 2009. Vol. 629. P. 209–224. doi: 10.1007/s10750-009-9775-z

Savchuk O. P. Large-scale nutrient dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016. *Front. Mar. Sci.* 2018. Vol. 5. P. 95. doi: 10.3389/fmars.2018.00095

The Gulf of Finland assessment. Eds. M. Raateoja, O. Setälä. *Reports of the Finnish Environ. Institute* 27. 2016. 363 p.

Vladimirova O. M., Eremina T. R., Isaev A. V., Ryabchenko V. A., Savchuk O. P. Modelling dissolved organic nutrients in the Gulf of Finland. *Fund. i priklad. gidrofizika* [Fund. and Appl. Hydrophysics]. 2018. Vol. 11, no. 4. P. 90–101.

Zhang J., Hibler W. D., III. On an efficient numerical method for modeling sea ice dynamics. *J. Geophys. Res.* 1997. Vol. 102 (C4). P. 8691–8702.

Received December 25, 2020

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Владимирова Оксана Михайловна

инженер учебного бюро морских прогнозов, к. г. н.
Российский государственный гидрометеорологический университет
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007
эл. почта: 3256767@gmail.com
тел.: +79213256767

CONTRIBUTORS:

Vladimirova, Oksana

Russian State Hydrometeorological University
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia
e-mail: 3256767@gmail.com
tel.: +79213256767

Еремина Татьяна Рэмовна

директор ИГиО, к. ф.-м. н.
Российский государственный гидрометеорологический университет
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007
эл. почта: tanya.er@gmail.com
тел.: +79213256767

Исаев Алексей Владимирович

старший научный сотрудник, к. г. н.
Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН,
Санкт-Петербургский филиал
1-я линия В. О., 30, Санкт-Петербург, Россия, 119053
эл. почта: isaev1975@gmail.com
тел.: +79213256767

Рябченко Владимир Алексеевич

главный научный сотрудник, д. ф.-м. н.
Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН,
Санкт-Петербургский филиал
1-я линия В. О., 30, Санкт-Петербург, Россия, 119053
эл. почта: vla-ryabchenko@yandex.ru
тел.: +79213256767

Савчук Олег Павлович

научный сотрудник, к. г. н.
Балтик Нест институт, Центр Балтийского моря
Стокгольмского университета
Стокгольм, Швеция, SE-10691
эл. почта: olegstobni@gmail.com
тел.: +79213256767

Eremina, Tatiana

Russian State Hydrometeorological University
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia
e-mail: tanya.er@gmail.com

Isaev, Alexey

St. Petersburg branch of the Shirshov Institute of Oceanology,
Russian Academy of Sciences
30 1st Line of Vasilievsky Island, 119053 St. Petersburg, Russia
e-mail: isaev1975@gmail.com
tel.: +79213256767

Ryabchenko, Vladimir

St. Petersburg branch of the Shirshov Institute of Oceanology,
Russian Academy of Sciences
30 1st Line of Vasilievsky Island, 119053 St. Petersburg, Russia
e-mail: vla-ryabchenko@yandex.ru
tel.: +79213256767

Savchuk, Oleg

Baltic Nest Institute, Baltic Sea Center, Stockholm University
SE-10691 Stockholm, Sweden
e-mail: olegstobni@gmail.com
tel.: +79213256767