
УДК 504.4.062.2+504.052+004.942

МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ПРОТОЧНОГО ВОДОЕМА

В.Ю. Третьяков (доцент^{1,2}), **М.А. Желтышев** (студент²)

¹ Санкт-Петербургский государственный университет, 199034, Санкт-Петербург,
Университетская наб. д.7

E-mail: v_yu_tretyakov@mail.ru

² Российский государственный гидрометеорологический университет,
195196, г. Санкт-Петербург, Малоохтинский проспект, д. 98

E-mails: v_yu_tretyakov@mail.ru, mihalich93@bk.ru

Рассматриваются результаты моделирования функционирования экосистемы абстрактного проточного водоёма в условиях усиливающегося антропогенного эвтрофирования. Параметры водоёма и внешние экологические факторы имитируют условия, характерные для российской части водосборного бассейна Финского залива. Внутригодовая динамика содержания биогенных элементов и органического вещества в поступающем в водоём речном стоке в «эталонном» варианте модели отражает обобщённый внутригодовой ход этих субстанций в реках при практическом отсутствии антропогенного поступления. В ряде численных экспериментов имитируется увеличение биогенной нагрузки из-за антропогенного воздействия.

Ключевые слова: моделирование, антропогенное эвтрофирование, внутригодовая динамика субстанций.

Введение

Важнейшей проблемой человечества является организация и поддержание рационального природопользования. Для этого необходимо как располагать точной информацией о прошлом и настоящем состоянии природной среды, так и прогнозировать изменения среды из-за антропогенных воздействий. Антропогенное эвтрофирование водных экосистем является одним из глобальных процессов изменения природной среды. Согласно современным представлениям, природное эвтрофирование представляет собой естественный процесс эволюции экосистемы водоема, продолжающийся сотни и даже тысячи лет. Антропогенное эвтрофирование имеет специфические черты, оно наносит вред нормальному функционированию и развитию природной экосистемы. В этом случае происходит стремительная перестройка биогеохимического цикла экосистемы, что приводит к смене набора её доминант, интенсивному росту биомассы сине-зелёных

водорослей, и выделению ими токсинов, образованию избытка органического вещества, увеличению потребления кислорода при его разложении, что может приводить к дефициту кислорода и даже возникновению анаэробных условий.

Процесс антропогенного эвтрофирования происходит во многих водоемах Европы, США, Канады и Японии. Особенно остро проблема эвтрофирования стоит для Балтийского моря и водоёмов его бассейна. По данным Хельсинской комиссии (HELCOM), деятельность которой направлена на защиту морской среды Балтийского моря от всех источников загрязнения, эвтрофирование является главной проблемой Балтийского моря. Остро стоит эта проблема для экосистем внутренних водоёмов его водосборного бассейна. Для снижения остроты проблемы антропогенного эвтрофирования водных экосистем требуется снижение биогенной нагрузки антропогенного происхождения до максимального допустимого уровня, не изменяющего естественное функционирование экосистемы.

Для определения экологически обоснованной величины предельной антропогенной нагрузки и прогнозирования будущего состояния водных экосистем применяется компьютерное имитационное моделирование. Имитационное моделирование – это метод исследования, при котором изучаемая природная экосистема заменяется её математической моделью. Эта модель с достаточной для целей исследования точностью должна описывать реальную систему, она реализуется в виде компьютерной программы. С этой программой выполняются численные эксперименты с целью получения новой информации об оригинале – самой моделируемой системе. К достоинствам этого метода относится относительная дешевизна, возможность имитации воздействия на экосистемы различных факторов и антропогенных воздействий, потенциально приводящих к негативным последствиям и деградации природной экологической системы. Имитационное моделирование является важным инструментом изучения особенностей функционирования экосистем, находящихся под влиянием как природных, так и антропогенных факторов. На изучение и прогноз процессов эвтрофирования водоемов методами имитационного моделирования многие экологи возлагают особые надежды [1]. На основании полученных представлений о процессах и особенностях функционирования природного объекта возможно прогнозирование его состояния в будущем. Лишь на основании результатов компьютерного моделирования возможно грамотное управление природными процессами и осуществление рационального природопользования. Поэтому применение имитационных моделей является важной частью экологических исследований, позволяющей решать многие вопросы рационального природопользования,

имеющего своей целью сохранение естественного состояния и функционирования экосистем.

В данной статье приводятся результаты исследования, объектом которого являлась экосистема абстрактного проточного водоема, характерного для Северо-Запада России. Предметом исследования послужило функционирование экосистемы водоема под в условиях антропогенного эвтрофирования. Имитация функционирования экосистемы проводилась с помощью компьютерной имитационной модели «Экотокс». Данная модель разработана В.Ю. Третьяковым на алгоритмическом языке Delphi 7.0. Модель предназначена для имитационного моделирования функционирования водных экосистем, включая непроточные и проточные водоёмы с постоянным или переменным уровнем, морские эстуарии. По вертикали модель экосистемы может быть однородной или подразделяться на два слоя. Целью являлось исследование с помощью компьютерной модели «Экотокс» влияния антропогенного эвтрофирования на функционирование экосистемы проточного водоема, характерного для Северо-Запада России. Для достижения цели были решены следующие задачи: 1) выполнен обзор существующих классификаций озёр; 2) изучены современные взгляды на проблему антропогенного эвтрофирования; 3) рассмотрены возможности компьютерного имитационного моделирования в сфере экологических исследований; 4) произведён сбор исходных данных, необходимых для подготовки модельных экспериментов; 5) выполнен ряд численных экспериментов с моделью; 6) проанализированы результаты моделирования.

1. Обзор существующих классификаций озёр

Существуют различные классификации озёр. Классификации подразделяются на одномерные, выполняемые в пространстве исходных показателей по одному наиболее характерному признаку, от которого чаще всего зависят другие признаки, и частные, которые предлагаются для решения конкретных задач.

1.1. Морфогенетические классификации озёр

В 1917 г. П.И. Броунов [2] указал, что происхождение озёрной котловины определяет главные типические особенности озера, и поэтому наиболее естественной классификацией является та, которая основывается на происхождении котловин озёр. В 1922 г. П.Ф. Домрачев предложил морфометрическую классификацию озёр с учётом обширного перечня показателей и признаков, включающего рельеф дна, грунты, форму и

строение берегов, термический и кислородный режим, прозрачность и цветность воды, биологические явления [2]. В соответствии с генетической классификацией, которая была в 1937 году разработана М.В. Первухиным, озёрные котловины подразделяются на следующие классы [3]:

- тектонические, распространенные в областях крупных тектонических преобразований земной коры и связанные с такими формами рельефа, как трещины, сбросы, грабены;
- вулканические, представляющие собой кратеры вулканов или лежащие среди лавовых полей;
- ледниковые, подразделяющиеся на: а) эрозионные - выпаханные ледниками углубления на крупных кристаллических массивах, б) аккумулятивные, располагающиеся среди моренных отложений областей древнего оледенения;
- гидрогенные, образовавшиеся в результате эрозионной и аккумулятивной деятельности речных и морских вод;
- просадочные, возникшие при просадках грунта в результате действия подземных вод (карстовые, суффозионные) или таяния погребенного льда (термокарстовые);
- завальные, возникшие в результате перегораживания речной долины обвалами и оползнями;
- вторичные, образовавшиеся на месте заросших более крупных озёр или на болотах;
- золовые, образованные действием ветра.

Из перечисленных классов котловин озёр на российской территории водосборного бассейна Финского залива встречаются тектонические, ледниковые, гидрогенные, просадочные и вторичные. Д.Д. Квасов предложил классификацию озёрных котловин, основанную на их возрасте и происхождении [4]. Им было выделено 5 классов озёр по времени их возникновения. Это озёра, возникшие:

- в отдалённом геологическом прошлом, котловины которых представляют собой части древнего океана, рифтовые долины, результаты вулканической активности или движения земной коры;
- во время плейстоценового оледенения и связанные с ледниковым выпахиванием, представляющие собой остатки приледниковых озёр, подпертые плейстоценовыми аллювиальными плотинами;
- на рубеже позднеледниковья и голоцена (около 12 тыс. лет назад);
- в результате повышения уровня океана и представляющие собой озёра – лагуны;

- в настоящее время в результате таяния многолетнемерзлых пород, озёра речных долин и дельт, завальные озёра русел рек.

Из перечисленных классов озёр на российской территории водосборного бассейна Финского залива чаще встречаются озёра, возникшие во время плейстоценового оледенения и на рубеже позднеледникового и голоцена.

Морфогенетические характеристики озёрных котловин должны приниматься во внимание при компьютерном моделировании функционирования их экосистем, поскольку они влияют на возможности заболачивания озёр, особенности ветро-волнового взмучивания донных осадков.

1.2. Морфометрические классификации озёр

Видными отечественными учеными были разработаны классификации озёр по величине площади зеркала (водной поверхности), объёму водного тела, средней и максимальной глубине, по показателю относительной глубины и расчленённости берегов, по показателям формы озёрной котловины и удлинённости озёр. В 1948 г. П.В. Ивановым была предложена классификация озёр мира по величинам площадей их водной поверхности [3]:

- озёрки (площадь зеркала 0.001-0.1 км²);
- очень малые (0.1-1.0 км²);
- малые (1.0-10 км²);
- средние (10.1-100 км²);
- большие (100.1- 1000 км²);
- очень большие (1000.1-10 000 км²);
- великие озёра мира (10 000.1-100 000 км²).

Классификация водоёмов по площади зеркала, приведенная в нормативных документах [5], включает четыре категории озёр от «малой» до «очень большой» и в общих чертах совпадает с классификацией П.В. Иванова. Для целей охраны водных ресурсов применяется классификация озёр по средней глубине, она включает всего три градации озёр[6]: мелководные (8-10 м); средние (10-20 м); глубоководные (более 20 м). Также в нормативных документах выделены четыре категории водоёмов по их максимальной глубине [5]: очень малая (до 5 м); малая (от 5 до 10 м); средняя (от 11 до 50 м); большая (свыше 50 м).

Классификация водоёмов по показателю относительной глубины была разработана П.В. Ивановым [3]. Она включает следующие пять категорий озёр:

- очень мелкие (0.1-0.5 м);
- мелкие (0.5-2.0 м);
- нормальной глубины (2.0-4.0 м);
- глубокие (4.0-10.0 м);
- очень глубокие (10.0-20.0 м).

По расчленённости берегов озёра принято делить на следующие градации в зависимости от величины коэффициента извилистости, представляющего собой отношение длины береговой линии озера к длине окружности круга, имеющего равную с озером площадь: мало расчленённые (менее 10), слабо расчленённые (10-20); сильно расчленённые (более 20). Такие показатели формы озёрной котловины, как отношение средней глубины озера к глубине центра тяжести водного тела (C) и отношение средней глубины к максимальной (C_1) показывают, насколько котловина данного конкретного озера близка по форме к одной из следующих геометрических фигур, приведенных в таблице 1.

Таблица 1. Классификация озёр по показателям формы озёрной котловины [7]

Форма	Показатель	
	C	C_1
Цилиндр	2.0	1.0
Половина эллипсоида	1.78	2/3
Параболоид	1.5	1/2
Конус	1.33	1/3

Для характеристики конфигурации водоемов используется широко применяемый в лимнологии показатель удлинённости или вытянутости (K_y), определяемый как отношение длины озера к его средней ширине. С.В. Григорьев [8] по показателю удлинённости разделил все озёра на пять групп, приведённые в таблице 2.

Таблица 2. Классификация озёр по показателям удлинённости озёр [8]

Форма	Показатель K_y
Озёра, по форме близкие к окружности	1.5-3.0
Озёра, по форме близкие к овалу	3.0-5.0
Озёра, по форме близкие к овалу	5.0-7.0
Удлинённые озёра	7.0-10.0

Озёра, вытянутые в виде «борозды»	Более 10.0
-----------------------------------	------------

1.3. Гидрологические классификации озёр

В зависимости от наличия у них стока озёра принято делить на имеющие постоянный сток (сточные и проточные) пресные, бессточные соляные озёра и озёра с периодическим стоком, имеющие промежуточный по величине показатель минерализации воды. Известным советским лимнологом Б.Б. Богословским [7] была разработана классификация озёр по водному балансу, основанная на процентном соотношении составляющих баланса. Он выделил две большие группы озёр: стоковые и испаряющие. В первой группе озёр, сток превышает испарение с водной поверхности. Во второй группе данные показатели имеют обратное соотношение. В свою очередь, внутри каждой из групп выделяются три подгруппы озёр, отличающиеся по приходной части баланса: приточные с преобладанием притока с водосбора над атмосферными осадками на зеркало озера, нейтральные с примерным равенством этих показателей и дождевые с преобладанием осадков над притоком. Классификация водоемов по величине внешнего водообмена приведена в таблице 3.

Таблица 3. Классификация континентальных водоёмов по величине внешнего водообмена [7]

Класс	Подкласс	Водообмен, K_b
Транзитные	T_1	>300
	T_2	100-300
Транзитно-аккумулятивные	TA_1	30-100
	TA_2	10-30
Аккумулятивно-транзитные	AT_1	3-10
	AT_2	1-3
Аккумулятивные	A_1	0.3-1
	A_2	0.1-0.3
	A_3	0.03-0.1
	A_4	<0.03

В зависимости от интенсивности происходящего водообмена Б.Б. Богословский выделил три класса озёр (таблица 4) [7].

Таблица 4. Классификация озёр по величине внешнего водообмена

Класс	Водообмен, K_b
-------	------------------

Сильно проточные (транзитные)	>100
Умеренно проточные (транзитно-аккумулятивные)	4-100
Слабо проточные (аккумулятивно-транзитные)	<4

В классификации озёр по показателю условного водообмена С.В. Григорьев выделил три группы и две подгруппы, приведенные в таблице 5 [8].

Таблица 5. Классификация озёр по показателю условного водообмена

Класс	Подкласс	Водообмен
Малый	Очень малый	<0.5
		<0.2
Средний		0.5-5.0
Большой	Очень большой	>5.0
		>50.0

1.4. Гидрофизические классификации озёр

Среди гидрофизических классификаций озёр можно выделить термические классификации и классификации по прозрачности воды. Одной из первых термических классификаций была классификация Ф. Фореля, разработанная им в 1892 году [9]. Согласно этой классификации, озёра делятся на три типа:

- полярные с температурой в течении всего года ниже 4°C;
- умеренные с температурой летом выше, а зимой ниже 4°C;
- тропические с температурой выше 4°C, в течении всего года.

Позднее вышеописанная классификация Ф. Фореля была дополнена Ф. Рутнером, С. Иошимурой и Ж. Морандини субтропическим, субполярным и экваториальным типами озёр [9]. Гидрохимическая классификация вод О. А. Алекина [10] основана на принципе деления вод по количественному соотношению между преобладающими катионами и анионами. По преобладающему аниону воды делятся на три класса: гидрокарбонатный и карбонатный, сульфатный, хлоридный. Каждый класс, в свою очередь, делится по преобладающему катиону на три группы: кальциевую, магниевую и натриевую, а каждая группа делится на четыре типа вод, определённых соотношением между ними.

С. П. Китаев назвал отношение прозрачности по белому диску к средней глубине озера коэффициентом относительной прозрачности и в зависимости от его величины подразделил озёра на пять типов [11]: с очень низкой (менее 0.25), низкой (0.25-0.5), средней (0.5-1), высокой (1-2), очень высокой (более 2) прозрачностью.

1.5. Распределение озер Северо-Запада по морфометрическим характеристикам

В данной работе предметом исследований служит экосистема абстрактного проточного водоема северо-запада России. В соответствии с [12], большая часть озер рассматриваемой территории (55%) входит в аккумулятивную группу с замедленным ($k_b=0.3-1$), малым ($k_b=0.1-0.3$) и весьма малым водообменом. Оставшиеся 45% озер принадлежат к аккумулятивно-транзитной группе среднепроточных ($k_b=3-10$) и слабопроточных водоемов.

На основании классификации озер по величине их водной поверхности, предложенной П.В. Ивановым в 1948 г., среди озер ландшафтов Ленинградской области преобладают «озерки» (с площадями 0.01-0.1 км²) — 48.8%, также можно выделить группу «очень малых» (с площадями 0.1-1.0 км²) озер — 25.7% и группу «малых» озер (с площадями 1.0-10.0 кв. км) — 3,8%. Необходимо отметить, что на изучаемой территории существуют озёра, не попадающие в данную классификацию, т. е. площадь водного зеркала у них <0.01 км². Их площади колеблются от 0.004 до 0.008 км² (21.6% от общего числа озер) [13].

2. Влияние формы, размеров и проточности на процесс эвтрофирования озер

Видный советский лимнолог Г.Ю. Верещагин указал на определяющую роль морфологии и морфометрии котловины озера в основных лимнических процессах [14].

Интенсивность внешнего водообмена – это важнейшая абиотическая характеристика экосистемы любого водного объекта. От соотношения составляющих внешнего водообмена, т.е. от структуры водного баланса, зависит интенсивность и направленность процессов круговорота вещества и энергии в водоеме, что, в свою очередь, оказывает существенное влияние на уровень продукционных процессов в озерной экосистеме [15].

В гидрологии принято различать внешний и внутренний водообмен водоемов. Внешний водообмен определяет обмен воды водоёма со смежными участками гидрографической сети, а также с атмосферой и грунтами и соответственно имеет горизонтальную и вертикальную составляющие. Принципиальные различия между этими составляющими имеют важнейшее значение для характера массообмена в водоеме. При увеличении вертикальной составляющей возрастает роль внутриводоёмных процессов, как факторов биохимической трансформации веществ. Следовательно, возрастает их

влияние на процесс круговорота веществ в экосистеме. При доминировании горизонтальной составляющей более значима роль водосбора в формировании абиотического фона экосистемы. Соотношение вертикальной и горизонтальной составляющей зависит от структуры водного баланса водоема, которая, в свою очередь, определяется его географическим положением, местом в гидрографической сети, размерами и морфометрическими особенностями водоема. Один из важнейших количественных показателей, определяющих структуру водного баланса — величина удельного водосбора, с возрастанием которой повышается роль горизонтальной составляющей.

В исследованиях эвтрофирования водных объектов суши внешний водообмен рассматривается как один из наиболее важных факторов этого процесса.

Если первичная продукция озёрной экосистемы определяется главным образом поступлением биогенных элементов, то утилизация определяется как морфометрией водоёма, так и факторами климата. Морфология озер является существенным фактором, характеризующим природу водоема, поскольку отражает на себе процессы, приведшие к образованию озёрной котловины. Она также показывает степень развития гидроморфологических процессов, ведущих к переработке побережья и заполнению озёрной чаши в процессе развития озера из-за её заиления. Морфология также определяет и характер водообмена под воздействием ряда причин, обуславливает многие гидрофизические и биогидрохимические особенности экосистемы озера и отражается на видовом составе гидробионтов [14].

От формы озёрного ложа зависят характер и интенсивность перемешивания водной массы озера, которые оказывают влияние на все стороны лимнического процесса. Этот процесс обуславливается не только общезональными климатическими условиями, но и совокупностью некоторых морфометрических показателей (глубиной, площадью, коэффициентом глубинности, открытости и т. д.).

Существует определенная связь между значениями показателя условного водообмена, выражаемого как отношение среднего объёма годового стока к среднему объёму озера, типами проточности и некоторыми внутренними параметрами. Например, интенсивность водообмена озёр отражается на характере донных отложений. В зонах активного водообмена размер донных отложений, как правило, выше. Тип проточности влияет на неоднородность биомассы бентоса. В зоне пассивного водообмена величина биомассы бентоса обычно больше, чем в зоне активного водообмена.

В свою очередь водообмен играет важную роль в формировании экологического статуса водоёма. Например, малый водообмен указывает на слабую роль притока в озеро

и, как следствие этого, на преобладание автохтонного типа биогеохимического круговорота веществ в озере. Большой водообмен говорит о формировании аллохтонного режима потока веществ, зависящего от свойств водосбора [14].

3. Антропогенное эвтрофирование водоемов

Гидросфера служит естественным аккумулятором большинства загрязняющих веществ, поступающих непосредственно в атмосферу или литосферу. Это связано с наличием глобального цикла круговорота воды, со способностью воды к растворению различных газов и минеральных солей, а также с тем, что любой водоём служит своего рода приемником, куда вместе с потоками воды смываются с суши всевозможные твердые частицы. Кроме того, вода в силу своего широкого использования в промышленности, сельском хозяйстве, в быту подвержена и непосредственному антропогенному загрязнению. Вместе с тем, будучи естественной средой обитания живых организмов, вода находится в динамически равновесном состоянии обмена биогенными веществами с водной биотой. Одной из наиболее существенных экологических проблем, связанных с водными объектами, является антропогенное эвтрофирование.

3.1. Понятие антропогенного эвтрофирования

Понятие трофности водоемов сформулировано Тинеманном и Науманном в двадцатые годы XX века. Под этим понятием понимают «кормность», питательность водоемов, то есть обеспеченность пищей населяющих их гидробионтов. Само слово эвтрофный происходит от греческого слова «эвтрофос», что в переводе означает «тучность», «жирность» [16]. Эвтрофирование – повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных и естественных факторов [16]. Необходимо отметить, что между понятиями «эвтрофирование» и «загрязнение» имеется существенная разница, заключающаяся в том, что загрязнение обусловлено сбросом токсических веществ, подавляющих биологическую продуктивность водоемов, а эвтрофирование до известной степени повышает продуктивность.

Основными причинами увеличения поступления биогенных элементов в водные объекты является интенсификация сельскохозяйственного производства (возрастающее

использование азот- и фосфорсодержащих удобрений, попадающих в водные объекты путем смыва с угодий), рост урбанизации территории с увеличением сброса сточных вод, создание водохранилищ без надлежащей очистки стока. Воздействие антропогенного эвтрофирования в первую очередь проявляется в озерах и водохранилищах, так как относительная неподвижность среды способствует накоплению биогенных веществ. Вместе с тем этот термин применяется и для замкнутых морских бассейнов (например, Балтийское море) [17].

В эвтрофировании водоемов принимают участие два главных биогенных элемента – азот и фосфор. Если отношение содержания минерального азота к содержанию минерального фосфора в воде меньше 10, то первичная продукция фитопланктона лимитируется азотом, при отношении более 17 – фосфором, при отношении от 10 до 17 – азотом и фосфором одновременно. Установлено также, что азот определяет развитие фитопланктона главным образом в олиготрофных океанических районах и в морских экосистемах, а фосфор во внутриконтинентальных водоемах [16]. Среди множества биогенных элементов, влияющих на процесс эвтрофирования (азот, кислород, углерод, сера, кальций, калий, хлор, железо, марганец, кремний и др.) для водоемов умеренной зоны решающую роль играет фосфор.

Существует точка зрения, что эвтрофирование является естественным процессом эволюции водоема. С момента зарождения экосистема водоема в естественных условиях проходит несколько стадий в своем развитии: на самых ранних стадиях – от ультраолиготрофной и олиготрофной (малое количество биогенных веществ, способное поддерживать лишь низкий уровень биомассы), затем становится мезотрофной (средняя стадия насыщения вод биогенными элементами), и в наконец превращается в эвтрофную и гипертрофую.

Эвтрофный водоем характеризуется низким содержанием растворенного кислорода, избыточной биомассой. На этой стадии рост водорослей лимитируется светом или температурой, а не доступностью биогенных веществ. На начальной стадии подобное увеличение плодородия полезно, поскольку озеро становится более продуктивным. В дальнейшем продуктивность становится настолько большой, что вызывает ухудшение качества воды. Изобилие биомассы в конечном итоге приводит к сильному уменьшению концентрации растворенного кислорода, так как при бактериальном разложении органического вещества интенсивно расходуется кислород. В таких условиях анаэробное разложение органического вещества и восстановление соединений железа приводит к образованию сероводорода [17].

Под воздействием хозяйственной деятельности этот естественный процесс приобретает специфические черты, становится антропогенным. Резко возрастают скорость и интенсивность повышения продуктивности экосистем. Так, если в естественных условиях эвтрофирование какого-либо озера протекает за время 1000 лет и более, то в результате антропогенного воздействия может произойти в сто и даже тысячу раз быстрее. Такие крупные водоемы, как Балтийское море, озера Эри, Тахо и Ладожское перешли из одного трофического состояния в другое всего за 20-25 лет. Данный процесс охватил многие крупнейшие пресноводные озера Европы, США, Канады и Японии [16].

Развитие процесса антропогенного эвтрофирования приводит ко многим неблагоприятным последствиям с точки зрения водопользования и водопотребления: развитие «цветения» воды и ухудшение её качества, появления анаэробных зон, нарушение структуры биоценоза и исчезновение многих видов гидробионтов, в том числе ценных промысловых рыб [16].

Следует упомянуть о таком явлении, как токсичное цветение. Сине-зелёные водоросли в результате своей жизнедеятельности выделяют сильнейшие токсины. При попадании этих токсинов в водную толщу возникает серьезная опасность для гидробионтов, пьющих воду животных и человека. Эти токсины могут вызывать цирроз печени, дерматиты у людей, отравление и гибель животных.

Известны два типа токсинов, образуемых сине-зелёными водорослями – нейротоксины и гепатоксины. Нейротоксины представляют собой алкалоиды, действующие на нервную систему. Образующие нейротоксины цианобактерии (синезелёные водоросли) встречаются сравнительно редко. Гепатоксины – это циклические гепто- или пентапептиды, содержащие необычные аминокислоты. Гепатотоксин, попавший в организм, вызывает разрушение печени, и через несколько часов наступает смерть.

Основными критериями для характеристики процесса эвтрофирования водоемов являются:

- уменьшение концентрации растворенного кислорода в водной толще;
- увеличение концентрации биогенных веществ;
- увеличение содержания взвешенных частиц, особенно органического происхождения;
- последовательная смена популяций водорослей с преобладанием сине-зелёных и зелёных водорослей;
- уменьшение проникновения света (самозатенение, возрастание мутности воды);

- увеличение концентрации фосфора в донных отложениях;
- значительное увеличение биомассы фитопланктона (при уменьшении разнообразия видов) и т.д. [18].

Отношение общего азота к общему фосфору в водоеме указывает на степень эвтрофирования его экосистемы. Для сильно гумифицированных внутренних водоемов данное отношение имеет порядок 100 и более; для самых чистых олиготрофных и мезотрофных озер – 30-40; для эвтрофных водоемов, находящихся под очевидным антропогенным воздействием, – 15-25; для гипертрофных водоемов – 12-18 (до 3-5) [16].

3.2. Подходы к определению трофности природных водоемов

Одним из важнейших прикладных аспектов геоэкологических исследований является определение степени трофности водоемов, которую необходимо учитывать при оценке эколого-санитарного состояния водоема и решении вопроса о его практическом использовании в народнохозяйственных целях. Кроме того, в связи с все более острой проблемой эвтрофирования пресноводных водоемов важное значение приобретает мониторинг трофности, что является предпосылкой для принятия своевременных мер по охране окружающей среды.

В основе трофической типизации водных экосистем лежит оценка уровня биологической продуктивности, которая является важнейшей функциональной характеристикой водоема. Начало экологической классификации озер по уровню их продуктивности («кормности») было заложено в 20-30-х годах 20-го века, когда А. Тинеман и Е. Науман показали, что уровень биологической продуктивности связан с характером водосборной площади, географическим положением водного объекта и абиотическими факторами среды и предложили описательную терминологию разделения озер на олиготрофные, мезотрофные и эвтрофные.

На современном этапе термин «трофность» означает: а) количество биомассы и величина продукции автотрофных организмов водоема; б) наличие в водоеме питательных веществ и других условий, необходимых для существования растений [19]. Из множества индикаторов, которыми можно отразить трофическое состояние водоемов, наиболее приемлемы, как для прямой спецификации соответствующих категорий трофности, так и для построения математических моделей, следующие [16]:

- 1) Поступление специфических биогенных веществ;

2) Концентрация биогенных веществ. В настоящее время принятыми критическими

концентрациями азота и фосфора (включая общий фосфор, ортофосфаты, общий азот и растворенный неорганический азот – аммоний, нитриты и нитраты) во время интенсивного перемешивания вод, при котором создаются потенциальные условия для цветения фитопланктона, являются следующие: для фосфора 0.01 г/м^3 , для азота 0.3 г/м^3 . При более низких концентрациях будет иметь место лимитация развития фитопланктона дефицитом азота, однако такие концентрации трудно измерить точно;

3) Скорость истощения кислорода в гипolimнионе – глубинном слое воды в водоеме, залегающем ниже слоя температурного скачка – термоклина. С развитием эвтрофирования пропорционально увеличиваются потери кислорода в гипolimнионе. Скорость этого истощения используется как индикатор трофического состояния, так как она имеет короткопериодную изменчивость. Этот индикатор может применяться только для характеристики стратифицированных водоемов. Предложены следующие пределы этого индикатора для разных по трофности водоемов: олиготрофные – менее $250 \text{ мг}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$, мезотрофные – $250\text{-}500 \text{ мг}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$, эвтрофные – более $550 \text{ мг}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$;

4) Глубина видимости диска Секки. Это наиболее широко используемый самый старый метод оценки трофического состояния водоемов. Глубина видимости диска Секки обратно пропорциональна плотности фитопланктона в воде, так как взвешенное вещество рассеивает падающий свет и увеличивает его ослабление. Таким образом, глубина видимости диска Секки в воде связана с первичной продуктивностью, которая является показателем трофического состояния водоема: олиготрофные водоемы – более 6 м, мезотрофные – от 3 до 6 м, эвтрофные – менее 3 м. Однако этот показатель может использоваться лишь в тех водоёмах, где основу взвешенного в воде вещества составляют планктон и планктоногенный детрит. Там, где взвесь в основном состоит из взмученных в результате ветрового волнения частиц донных осадков, как, например, в Невской губе, и/или взвешенных речных наносов, этот метод применяться не может.

В качестве прямого индикатора трофического состояния обычно используется концентрация хлорофилла «а». Хлорофилл «а» является основным фотосинтетическим пигментом, поэтому измеренная его концентрация в пробе воды является репрезентативным индикатором биомассы фитопланктона. Он является полезной и точной

мерой эвтрофирования водоемов и поэтому регулярно используется при определении «отклика» экосистемы водоема на антропогенную биогенную нагрузку. Основная трудность заключается в том, что концентрация хлорофилла «а» увеличивается незначительно при его содержании свыше 100 мг/м³ независимо от увеличения концентрации биогенных веществ, так как самозатенение приостанавливает дальнейший рост первичных продуцентов [16]. Пять определений граничных концентраций хлорофилла «а» для олиготрофного, мезотрофного и эвтрофного состояний экосистем водоемов обобщены в таблице 6, а в таблице 7 приведена шкала трофических уровней в соответствии с концентрацией общего фосфора [16].

Таблица 6. Фиксированные категории трофического состояния по литературным обобщениям

Трофическое состояние	Среднее поступление фосфора, мг/м ³	Хлорофилл «а», мг/м ³ (среднее содержание)	Глубина видимости диска Секки (средняя), м
Ультраолиготрофное	≤ 4,0	≤ 1,0	> 12,0
Олиготрофное	≤ 10,0	≤ 2,5	> 6,0
Мезотрофное	10–35	2,5–8	6–3
Эвтрофное	35–100	8–25	3–1,5
Гипертрофное	> 100	≥ 25	< 1,5

Таблица 7. Шкала трофических уровней по литературным обобщениям

Диапазон концентраций общего фосфора, мкг/дм ³	0–10	10–20	> 20
Трофический статус водоема	Олиготрофный	Мезотрофный	Эвтрофный

3.3. Проблема эвтрофикации Балтийского моря и водоёмов его водосборного бассейна

Антропогенное эвтрофирование является одной из важнейших проблем водоёмов водосборного бассейна Финского залива. Существенной особенностью бассейна Балтийского моря является обилие систем проточных водоемов, соединенных между собой водотоками. Экосистемы проточных водоемов трансформируют химический состав речного стока. Антропогенный сток биогенных элементов накладывается на поступление биогенных элементов с естественных ландшафтов, к которому приспособлены экосистемы водоемов и водотоков в ненарушенном состоянии [18].

В настоящее время протекающие в водах Балтийского моря геохимические и гидрологические процессы достаточно хорошо изучены. Географическое положение Балтийского моря, малая глубина, низкая соленость морской воды и затрудненный водообмен с Северным морем – это основные факторы, играющие важную роль в формировании естественных особенностей Балтийского моря и обуславливающее его чрезвычайно малую способность к самоочищению при среднем времени полной замены воды около тридцати лет и высокую чувствительность к антропогенному воздействию со стороны примыкающих развитых промышленных и сельскохозяйственных районов. Последнее существенно замедляет скорость протекания природных процессов самоочищения.

О возможности эвтрофирования бассейнов морей иногда возникают дискуссии. Такие дискуссии справедливы, когда речь идет об окраинных морях, имеющих открытую границу с Мировым океаном. Эвтрофирование этих морей, по-видимому, не происходит [20]. Но для внутренних морей, к числу которых относится и Балтийское море, эта проблема существует. Процесс эвтрофирования протекает на Балтике наиболее быстро в глубинных слоях, в заливах и в прибрежных водах [1].

Существенный вклад в ухудшение экологического состояния Балтийского моря также вносят находящиеся рядом с Балтийским побережьем индустриально развитые районы и густонаселенные страны с интенсивно развитым сельским хозяйством в виде почвенных удобрений, главными компонентами которых являются азот (в виде аммонийного азота NH_3 и нитратов NO_3^- и фосфор (фосфаты PO_4^{3-}). Следующий важный фактор, способствующий деградации Балтийского моря, — разрушение природных ландшафтов, в особенности в западной части региона. Важные сельскохозяйственные районы, расположенные на территории России, Эстонии, Латвии, Литве и Польше, составляют 40 % сельскохозяйственных угодий акватории Балтийского моря [20]. В результате интенсивной сельскохозяйственной деятельности, количество азотно-фосфорных удобрений, поступающих в воды Балтики, за последние 50 лет увеличилось в 7 раз. Каждый год с коммунальными стоками городов и отходами промышленно-бытовых предприятий, а также со смывом удобрений с полей попадает 600 тыс. тонн азота и 25 тыс. тонн фосфора; за счет антропогенной деятельности человека — 86 тыс. тонн азота и 2 тыс. тонны фосфора соответственно (по данным 2006 г.) [21]. При этом половина от общего количества азота и фосфора поступает из сельскохозяйственных стран и районов, расположенных на Балтийском побережье от Санкт-Петербурга до Шлезвиг-Гольштейна (ФРГ), в то время как 40 % азота — непосредственно из атмосферы за счет фиксации азота, осуществляемой планктоном и водорослями. И лишь 10 % фосфора — из

атмосферы [21]. Выбросы в Балтийское море азота и фосфора и распределение по различным отраслям промышленности в 2006 г.: на долю Польши приходится 26 и 39 % от общего выброса азота и фосфора, России — 16 и 11 %, Швеции — 18 и 13 %, Финляндии 12 и 13 %, Латвии — 10 и 10 %, Литвы — 5 и 5%, Германии — 3 и 2%, Эстонии — 2 и 2%. Наибольшие количества фосфора и азота поставляет сельское хозяйство (44 % азота и 45 % фосфора), сточные воды (24 % азота и 20 % фосфора) и промышленность (6 % азота и 17 % фосфора). Лесное хозяйство дает 4% азота и 1% фосфора, штормовые затишья вод из Северного моря — 1 % азота и 5% фосфора, в то время как с придонными водами поступает 19 % азота [20].

Высокие суммарные концентрации привносимого азота и фосфора в водах Балтийского моря вызывают эвтрофикацию — спонтанный неконтролируемый рост простейших сине-зелёных водорослей *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae* и *Dinophysis dinoflagellates* [22]. Эвтрофирование приводит к поступлению в морскую воду токсинов, выделяемых сине-зелеными водорослями, на разложение остатков которых потребляется большое количество кислорода, в результате чего в морской воде его концентрация убывает, вплоть до критических величин.

Для решения экологических проблем Балтийского моря в 1992 г. при участии России и других стран Балтийского региона была создана Хельсинкская Комиссия (The Helsinki Commission, HELCOM) и международная программа действий, направленная на улучшение экологического состояния Балтийского моря, развитие комплексного управления территориями, побережьями и акваториями Балтийского бассейна, предупреждение негативного антропогенного воздействия на окружающую среду; учет экологических требований при планировании и принятии решений; отказ от природопользования, приводящего к значительному нарушению баланса в экологических системах; создание международных стратегий по охране окружающей среды и расширению разумного использования ресурсов Балтийского моря [23].

Немаловажный вклад в исследование и решение экологических проблем в рамках работы комиссии вносит компьютерное моделирование. Для моделирования переноса и трансформации химических веществ в атмосферном воздухе в рамках исследований под эгидой HELCOM используется целое семейство моделей, разработанных в рамках программы EMEP (The European Monitoring and Evaluation Programme). Также существует целый ряд моделей, предназначенных для имитации поступления и влияния биогенных веществ на состояние природной среды. К числу этих моделей относятся SANBALTS, FYRIS, SOILNDB, HBV и др.

Экологическая безопасность системы Балтийское море – его водосборный бассейн

в значительной степени определяется процессами, происходящими с водными объектами на водосборе. Важнейшими процессами являются эвтрофирование и токсическое загрязнение водоёмов водосбора Балтийского моря, поскольку ухудшение их экологического состояния крайне негативно влияет на экосистемы моря.

4. Моделирование экологических систем

Экологическая система представляет собой сложную, многоуровневую, самоорганизующуюся систему взаимоотношений живых и неживых её компонентов. На эти взаимоотношения действуют множество факторов, обусловленных химическими, физическими, биологическими процессами как в окружающей природной среде, так и на различных уровнях организации живой компоненты данной системы. Геофизические и геохимические процессы, обуславливающие явления переноса и превращения вещества в природных средах весьма сложны и качественно разнородны [24].

Экосистема характеризуется следующими признаками: целостностью, т.е. несводимостью суммы свойств её элементов к свойствам всей системы в целом; структурностью – установлением структуры и взаимозависимости структурных элементов, обусловленностью поведения системы её структурой (структура биоценоза, трофическая структура экосистемы, наличие связей между трофическими уровнями и др.); взаимозависимостью среды и системы в формировании и проявлении её свойств в результате их взаимодействия (например, взаимодействия биоценоза и биотопа); иерархичностью – каждый компонент системы может рассматриваться как самостоятельная система, а сама исследуемая система является составной частью более широкой системы (уровни биологической организации, вплоть до глобального уровня биосферы). Для описания и выявления особенностей функционирования экосистемы под влиянием огромного множества факторов необходимо создание сложных, учитывающих эти факторы, моделей. Модель - это вспомогательный объект, находящийся в определенном объективном соответствии с познаваемым оригиналом и способный замещать его на отдельных этапах познания. Построение таких моделей является центральной процедурой системного анализа, без которого изучение и прогнозирование развития экосистем невозможно.

4.1. Классификация моделей

По способу построения все модели делят на два класса: реальные (по своей физической природе сходные с оригиналом) и идеальные модели (оригинал описывается в словесной форме или посредством символов и операций над ними, отражающих исследуемые особенности оригинала) [25]. Более подходящими для экологического моделирования являются идеальные модели. Данный подкласс моделей подразделяется на концептуальные и математические. Вербальные модели – это формализованный вариант традиционного естественно-научного описания в виде текста, таблиц и иллюстраций. Достоинствами вербальных моделей являются наглядность, информативность и простота построения. В то же время, вербальные модели являются неотъемлемой частью качественного анализа математического моделирования. Суть математического моделирования заключается в том, что с помощью математических символов строится абстрактное упрощенное подобие изучаемой системы. Далее, меняя значения параметров модели, исследуют, как поведет себя данная искусственная система, т.е. как изменится конечный результат. Математические модели могут быть классифицированы по ряду признаков, в соответствии с которыми выбирается аппарат какого-либо раздела математики. По своему характеру выделяют модели статические (модель отражает исследуемый объект, не изменяющий своего состояния во времени) и динамические (объект изменяет свое состояние во времени) [25].

Имитационное моделирование является частным случаем математического, характеризуясь достаточно полным и сложным отражением структуры и взаимосвязей элементов реальной системы. Данные модели обычно бывают настолько сложными, что требуют использования численных методов компьютерной обработки.

Сам процесс математического моделирования можно разделить на 4 этапа [1]:

1. Качественный анализ – основа любого объективного моделирования. На данном этапе формируются задачи моделирования, и выбирается вид модели. В ходе качественного анализа определяются основные внутренние и внешние факторы, значения компонент и взаимосвязи между ними, учитываемые в конечной модели. Выбранные для включения в модель компоненты должны получить свое количественное выражение.

2. Математическая реализация логической структуры модели. Этот этап заключается в построении теоретических концепций с применением строгого математического аппарата. Имитационное моделирование предполагает строгое формальное описание моделируемых процессов и взаимодействий компонентов системы. Данное описание в дальнейшем служит основой составления компьютерной программы. В

имитационной модели можно очень полно отразить особенности реальной системы. Такие модели обычно имеют модульную структуру, которая позволяет легко корректировать модель с учетом пополнения и изменения наших знаний об изучаемом объекте. Конкретные имитационные модели реализуются в форме компьютерных программ.

3. Верификация модели – проверка соответствия модели оригиналу. На этом этапе необходимо удостовериться, что модель адекватно воспроизводит особенности изучаемого объекта. Для этого может быть проведена эмпирическая проверка – сравнение рассчитанных данных с результатом реальных наблюдений за оригиналом. Модель признается качественной, в том случае, если прогнозы оправдываются. При отсутствии эмпирических данных верификация проходит на основе теоретических представлений об исследуемом объекте. В рамках данного этапа также проводится оценка чувствительности модели, т.е. ответ на вопрос, как изменяются выводы, получаемые из результатов моделирования при варьировании используемых параметров, изменении вида связей между переменными. Анализ чувствительности модели позволяет оценить её качество с точки зрения внутренней структуры и определить те взаимосвязи, которые нуждаются в уточнении.

4. Изучение модели, экспериментирование с моделью, и интерпретация модельной информации. Основная цель этого этапа заключается в получении новых знаний об объекте-оригинале модели и выявлении новых закономерностей, выяснении степени пригодности разработанной модели для прогнозирования поведения оригинала. При согласованности результатов, модель используют для прогноза, вводя в нее различные исходные параметры [24]. Модели экологических систем должны использоваться для выявления их наиболее уязвимых звеньев, определения экологически обоснованных пределов антропогенной нагрузки и разработки планов рационального природопользования.

Особую проблему в моделировании экологических систем и явлений представляет принцип эмерджентности, т.е. несводимости свойств системы к сумме свойств её компонентов. Создание адекватных имитационных моделей – один из способов учета данного принципа. Поскольку экосистемы управляются некоторыми ключевыми эмерджентными факторами, их обнаружение и учёт при создании моделей является обязательным.

4.2. Компьютерные имитационные модели экосистемы проточного водоема

Моделирование водных экосистем представляет собой средство для решения ряда задач в сфере геоэкологии и рационального природопользования. Целью моделирования является прогнозирование возможных состояний экосистемы при различных вариантах внешних антропогенных воздействий. Имитационные модели обычно формулируются в виде систем обыкновенных дифференциальных уравнений или уравнений в частных производных. При этом в зависимости от постановки задачи и используемого математического аппарата различают три класса имитационных моделей: точечные, блочные и непрерывные [1].

Если, исходя из условий задачи и специфики водоема, можно не учитывать неоднородность характеристик по глубине и акватории водоёма, то модель называется точечной, и пространственная структура отсутствует. В общем случае пространственной неоднородностью водной экосистемы пренебрегать нельзя. В связи с этим вводится понятие ячейки, т.е. такого объема воды, в котором распределение всех характеристик экосистемы полагается равномерным и может быть заменено средними величинами. Взаимное расположение ячеек определяет структуру водной экосистемы: вертикальная или пространственная структура, последняя в свою очередь может быть блочной или непрерывной. Непрерывные имитационные модели водных экосистем базируются на идеях, развитых в теории сплошных сред, а точнее на тех разделах этой теории, которые посвящены изучению движения многокомпонентных неконсервативных смесей.

Необходимо отметить, что при моделировании экосистемы каждого конкретного водоема далеко не всегда проводятся экспериментальные исследования. Большинство функциональных зависимостей интенсивностей обменных процессов, полученных различными авторами в разные годы и для разных водоемов, либо считаются универсальными, если они не противоречат друг другу, либо одной из них отдается предпочтение на основании интуитивных соображений. Проблемой, которую необходимо решить при построении модели, является способ учета внешних воздействий, т.е. тех параметров, которые не являются компонентами модели, т.е. не изменяются в результате функционирования самой, а задаются внешними по отношению к ней факторами [1]. Естественно, что разработчик компьютерной программы не может учесть все возможные области применения своего продукта, поэтому целесообразно создавать подобные программные продукты с возможностью гибкой настройки значений параметров и выбора типов зависимостей самим исследователем. Так может достигаться адаптация модели к конкретным объектам и задачам исследования.

4.3. Специфика моделей экосистем пресноводных озёр

Экологическая система представляет собой сложный природный комплекс, состоящих из элементов химической, биологической, физической и социальной природы, объединённых посредством множественных прямых и обратных связей.

Несколько упрощая, можно выделить пять групп процессов, определяющих функционирование озерных экосистем:

1. Динамические процессы, которые определяют механическое перемешивание взвешенных и растворённых субстанций по акватории озера. Они создают транзитные зоны, зоны замкнутых круговоротов воды (застойные зоны) и зоны с повышенными горизонтальными градиентами характеристик (фронтальные области). К динамическим процессам относятся: ветровая, градиентная, стоковая и плотностная циркуляция вод; вертикальное перемешивание, обусловленное сдвиговой и волновой турбулентностью, а также плотностной конвекцией; гравитационное осаждение и турбулентное взмучивание взвешенных субстанций.

2. Транслокационные процессы, которые определяют биохимические превращения вещества и энергии в ходе обмена между компонентами биоценоза и биотопа. Главнейшими из таких процессов являются: первичный биосинтез фитопланктона и макрофитов, бактериальная продукция, ассимиляция пищи вторичными продуцентами различных трофических уровней, экскреция и внеклеточные выделения организмами переработанных остатков пищи, смертность организмов, траты организмов на обмен, бактериальное разложение органического вещества, минерализация органического вещества, продуцирование и потребление кислорода и углекислоты в процессах фотосинтеза, дыхания, бактериального окисления. В условиях токсического загрязнения добавляются процессы воздействия токсикантов на функционирование биоценоза.

3. Физические процессы, оказывающие стимулирующее или угнетающее влияние на продукционные и деструкционные циклы в экосистеме. Главнейшими из них являются: процессы, определяющие термический режим вод и дна озера; процессы, определяющие световой режим в водной толще.

4. Процессы, которые осуществляют обмен веществом и энергией через границы водоёма. К ним относятся: обмен количеством движения, радиационными потоками; теплообмен, газообмен и массообмен на границе водная поверхность - атмосфера; обмен

свойствами и субстанциями через поверхность дна; внос и вынос биотических и абиотических компонентов с речным стоком.

5. Антропогенные нагрузки, оказывающие прессиное влияние на экосистему. Главнейшими из них являются: промышленные, бытовые и сельскохозяйственные сточные воды; интенсификация рыбного промысла.

Опасность необратимого изменения природного равновесия и сложность воспроизведения естественных условий в экспериментах крайне ограничивают возможность создания физических моделей экосистем. Этим определяется главенствующая роль, которую играют компьютерные математические модели в экологических исследованиях. Однако для получения достоверных сведений об отдельных моделируемых процессах применяется физическое моделирование. Так, например, в лабораторных условиях определяются зависимости интенсивности первичного биосинтеза от освещённости, наличия биогенных элементов в доступной форме; скорости фильтрации воды зоопланктерами и двустворчатыми моллюсками в зависимости от концентрации пищи, температуры, насыщения воды кислородом и т.д. Компьютерные модели создаются именно с целью получения новых знаний об экосистеме или об определенных происходящих в ней процессах.

Необходимость и возможность компьютерного имитационного моделирования водных экологических систем была обоснована Ю.Н. Сергеевым в 1971 г. [1]. Впоследствии возглавляемый им коллектив сотрудников Ленинградского (ныне – Санкт-Петербургского) государственного университета разработал ряд имитационных моделей экосистем Северного моря, Финского залива и Невской губы, оз. Ильмень, моря Бохай (западная часть Жёлтого моря).

Началом традиционных моделей биологической продуктивности считается модель, созданная Фолленвейдером (R.A. Vollenweider), основанная на балансе содержания общего фосфора в водах озера. Усложнение данных моделей пошло по пути увеличения учитываемых в модели биогенных элементов. К этим элементам относится, кроме фосфора, азот и углерод [26]. Другим направлением совершенствования моделей явился учет пространственного фактора, который в модели Фолленвейдера не учитывался. Развитие моделей озёрных экосистем началось с учета вертикальной стратификации водной массы (работы Меншуткина, Hipsey, Hamilton, Janse et al., Chapra, Reckhow). Ключевым моментом данных моделей явилось появление слоя температурного скачка и учет вертикальной турбулентной диффузии. Данное нововведение в структуру моделей позволило учитывать потоки биогенных веществ, седиментацию и осаждение детрита [26].

При дальнейшем развитии пространственной структуры моделей водных экосистем появилась возможность создания двумерных моделей для мелких водоемов, в которых вертикальная стратификация практически всегда отсутствует, поэтому ее учет при построении модели необязателен. В данном случае обычно используется гидродинамическая модель «мелкой воды». В рамках данной модели схема течений и перенос элементов экосистемы определяется ветровыми условиями и условиями трения воды о поверхность дна водоема. Также, наряду с двумерными моделями для мелководных водоемов, получили распространение двумерные (x, y)-модели Cole, Wells, в основу которых легла модель CE-QUAL-W2, использованная для исследования американского озера Эри [26]. Завершающим этапом пространственного развития моделей водных экосистем явилось создание трехмерных моделей. В подобных моделях для воспроизведения функционирования водной экосистемы используется наиболее адекватная информация об абиотических факторах водной экосистемы. Большинство современных моделей имеют именно такую структуру [26].

В плане имитации гидробиологической структуры моделируемой водной экосистемы модели так же различаются. Обязательным элементом модели экосистемы озера является блок продуцентов, представленный обычно фитопланктоном. Однако следует отметить, что разработаны модели, включающие в данный блок и/или макрофиты и перифитон [1]. Лишь на начальном этапе становления моделирования озерных экосистем в моделях сообщество фитопланктона описывалось одной переменной – суммарной биомассой. С развитием моделирования в данной области, в более поздних моделях начинают выделять сине-зеленые водоросли в виде отдельного блока модели [26].

Соответственно дальнейшему развитию моделирования число групп фитопланктона увеличивается, доходя в некоторых моделях (например, SALMO-00) до 10 [27]. Данное направление в развитии обусловлено необходимостью учета специфических реакций различных групп фитопланктона на внешние условия среды, и, следовательно, зависимостей продукции от этих условий. Наиболее распространённой формой формализации зависимости интенсивности первичного биосинтеза от наличия биогенных элементов в доступной форме является формула Михаэлиса-Ментен-Моно: так называемые M-модели.

Блок консументов в моделях озерных экосистем обычно представлен бентосными организмами, рыбами и зоопланктоном. Т.к. продукция рыб, в сравнении с общей первичной продукцией озера чрезвычайно мала, то зачастую данные представители трофической сети попросту не включаются в структуру модели. Зоопланктон в подобных

моделях либо представляется в виде агрегированного элемента (суммарная биомасса), либо делится на хищный или нехищный (занимающийся фильтрацией) зоопланктон. Выделение отдельных популяций, да еще с разделением на размерные или возрастные группы реализуется в моделях озерных экосистем очень редко [26].

В составе бентосных организмов же нередко выделяют не только хищный и нехищный бентос, но и размерные группы. Иногда в особую группу выделяют крупных моллюсков, т.к. их эколого-физиологические характеристики существенно отличаются от других бентосных организмов. Бентос представлен в модели «Riley-Stefan» шестью группами, в модели «Janse et al» – тремя. Включение в модель экосистемы озера водных млекопитающих (нерпа) или земноводных (саламандра) может быть оправдано только в единичных, достаточно специфических случаях (например, оз. Байкал и оз. Марион) [26].

Бактериопланктон и бактериобентос являются обязательным компонентом любой озерной экосистемы, т.к. данные организмы выполняют роль редуцентов. Но необходимо отметить, что бактериопланктон и бактериобентос в качестве отдельного блока в моделях озерных экосистем фигурируют далеко не всегда. Роль бактерий имитируется в моделях уравнениями типа уравнений химических реакций, соответствующими процессам дыхания и минерализации [26].

4.4. Обзор существующих моделей водных экосистем

Рассмотрим ряд типичных моделей экосистем, как отечественных, так и зарубежных. Примером точечной модели круговорота фосфора в озерном водоеме, предназначенной для выяснения связи фосфорной нагрузки с концентрацией общего фосфора в воде озера в зависимости от коэффициента условного водообмена этого водоема можно считать модель Фолленвейдера (R. Vollenweider) 1975-го года [1]. Данная модель впоследствии была существенно доработана А.А. Умновым [28].

Модель «SALMO-OO» представляет собой точечную специализированную модель озерной экосистемы с десятью группами фитопланктона, предназначенную для имитации различных типов азотного баланса в пресноводной экосистеме [29]. Версия этой модели «SALMO-HR» представляет собой одномерную экологическую модель, соединенную с моделью «Baumbert», воспроизводящую такие абиотические условия, как сезонный ход температуры, стратификацию и турбулентность [26].

Еще одним примером одномерной модели водной экосистемы может служить «DYRESM-CAEDYM» [27]. Данная модель учитывает градиенты характеристик водного

тела озера по глубине. Функционирование модели осуществляется с временным шагом в одни сутки, учитывается поступление солнечной радиации на поверхность, вертикальный профиль освещенности, температура воды и концентрация кислорода. Модель разработана для описания процессов, происходящих в небольших озерах Норвегии и Финляндии.

Одномерная модель PROTECH 30 предназначена специально для изучения динамики фитопланктонного сообщества. В модели моделируется одномерное существование 10 различных групп фитопланктона. В базе знаний данной модели имеются данные по 100 группам фитопланктона (PROTECH [Электронный ресурс]: Ecobas.org – реестр экологических моделей. URL: <http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/protech.html>).

Для больших озер, обладающих выраженной стратификацией, как правило, создаются и используются трехмерные модели экосистем [26]. Например, для крупнейшего озера Европы – Ладожского озера создан целый комплекс моделей его экосистемы: «DEMLL» («Dynamic ecosystem models of Lake Ladoga») [26]. Для Онежского, второго по величине озера Европы была создана трехмерная модель динамики экосистемы «МДЭОО» или «DEMLO» («Dynamic Ecosystem Model of Lake Onego»). В этой модели используются два биогенных элемента – азот и фосфор. В модели представлены фито- и зоопланктон, а также детрит и растворенный в воде кислород. Гидродинамическая информация для этого озера была получена с помощью трехмерной модели «СНТДМ». С помощью этой модели для Онежского озера проведены также расчеты распространения загрязняющих веществ [26].

Значительное распространение получила трехмерная версия комплекса «CAEDYM-ELKOM», который включает модели качества воды, модели биологических и геохимических трансформаций в экосистеме. В состав комплекса включена модель трехмерной гидротермодинамики «ELCOM» (Электронный ресурс: teamwork.niwa.co.nz научный форум Новой Зеландии. URL: <https://teamwork.niwa.co.nz/display/IFM/ELCOM-CAEDYM>). В этой версии комплекса в абиотической части имитируется динамика углерода, азота, фосфора и кремния; фитопланктон, зоопланктон, бентос, рыбы и макрофиты представлены различным числом групп. В модели воспроизводятся восстановительно-окислительные процессы, кислородный режим, процессы седиментации и распространения металлов [26].

5. Компьютерная имитационная модель «Экотокс»

5.1. Краткое описание модели

Для решения поставленных в данной работе задач, а именно моделирования функционирования экосистемы проточного водоема была использована модель «Экотокс» – компьютерная программа «Имитационная модель функционирования водной экосистемы при антропогенном воздействии», разработанная В.Ю. Третьяковым на алгоритмическом языке Delphi 7.0. Эта модель создана на основе ряда разработанных им ранее компьютерных имитационных моделей водных экосистем: Невской губы и Финского залива, озера Ильмень и его поймы, пролива Бьеркезунд [1]. Модель предназначена для имитационного моделирования функционирования водных экосистем, включая непроточные и проточные водоёмы с постоянным или переменным уровнем, морские эстуарии. По вертикали модель экосистемы может быть однородной или подразделяться на два слоя. Предусмотрена возможность включения в модель блока имитации воздействия на экосистему затопляемой поймы. Возможна имитация антропогенного воздействия из-за поступления в водоём с речным стоком дополнительных объёмов биогенных элементов и органического вещества и/или токсического вещества. В модели осуществляется имитация накопления токсического вещества в организмах и донных осадках.

Модель представляет собой систему из 103 нелинейных дифференциальных уравнений, решаемую методом Рунге-Кутты. Данная модель позволяет вести исследования по определению особенностей функционирования водных экосистем различных типов, выявлять их наиболее уязвимые компоненты и определять экологически обоснованные нормы антропогенного воздействия [30].

В данной работе был использован однослойный вариант этой модели. Искомыми функциями решаемой системы уравнений являются: несколько групп фитопланктона и зоопланктона; 3 вида рыб, подразделяемых на прошлолеток и сеголеток; олигохеты и моллюски; детрит, минеральная взвесь, взвешенное органическое вещество; растворенные органические углерод, азот, фосфор (С, N, P); совокупное вещество растворенной органики без С, N, P; растворенные азот аммония, нитритов, нитратов; фосфор фосфатов; растворенные кислород и углерод углекислого газа, а также содержание токсических веществ в воде и в организмах гидробионтов. Экологическими факторами, обуславливающими поведение системы, служат: внутригодовой ход температуры воды, интенсивность солнечной радиации, атмосферное давление, скорость ветра; значения концентраций субстанций: планктона, детрита, органического вещества, минеральных

форм азота и фосфора, взвеси, растворенных кислорода и углекислого газа, сроки и особенности нереста рыб и другие факторы. В модели параметризованы основные эколого-физиологические и физико-механические процессы [30].

При моделировании имитируются следующие процессы в водной толще: биосинтез фитопланктона, поглощение при этом из воды CO_2 , биогенных элементов и выделение O_2 ; дыхательно-выделительные процессы фито-, зоо- и бактериопланктона, включающие деструкцию тканей организмов при обмене веществ, поглощение O_2 , выделение CO_2 и экскретов; бактериальная деструкция детрита, прирост массы разлагающего детрит бактериопланктона, поступление при этом в воду растворенного органического вещества (РОВ); минерализация РОВ, NH_4 и NO_2 , расходование при этом O_2 ; процессы, связанные с питанием и жизнедеятельностью зоопланктона, бентосных организмов и ихтиофауны, отмирание организмов. Также имитируется ветро-волновое взмучивание донных илов.

В модели изменение объема и других параметров водоёма происходит в зависимости от формализованной взаимосвязи между нормированным расходом вытекающей из водоёма реки и отклонением уровня водоёма от среднего значения. Поэтому существует необходимость определения характерных для проточных водоёмов водосборного бассейна Финского залива регрессионных зависимостей между нормированным расходом реки и отклонением уровня водоёма от среднего значения.

В связи с тем, что данная модель ориентирована на изучение экосистем проточных водоемов, характерных для Северо-Западного региона России, значения внешних физических параметров, таких как температура, солнечная радиация, давление, следует задавать на основании типичных для Северо-Запада России внутригодовых динамик. Значения постоянных коэффициентов, используемых при моделировании, соответствуют значениям этих коэффициентов, принятых при моделировании экосистемы пролива Бьеркезунд [31]. Характеристики водообмена, глубины водоема, режима проточности могут соответствовать параметрам распространенных типов озер Северо-Западного региона России [30].

Пространственно-однородная модель водной экосистемы имеет вид:

$$dc_i/dt = \varphi_i(c_1, c_2, \dots, c_{15}; t, I_0, P_a, W, \dots), \quad i=1, 2, \dots, \quad (5.1)$$

где $(c_1, c_2, \dots) = (F_{1,2,3}; Z_{1,2}, B, D, C, N, P, \text{NH}_4, \text{NO}_2, \text{NO}_3, \text{PO}_4, \text{CO}_2, \text{O}_2, X)$ – вектор-функции компонентов биоценоза и биотопа водоема; t – температура воды; I_0 – освещенность; P_a – атмосферное давление; W – скорость ветра; F – сухая биомасса фитопланктона, подразделяемого на диатомовые, сине-зелёные и остальные водоросли (в мг сух. веса/л); Z – сухая биомасса зоопланктона, подразделяемого на растительноядный и хищный (в мг сух. веса/л); B – суммарный бактериопланктон, осуществляющий ферментативный

гидролиз детрита (бактерии-сапротрофы) (в мг сух. веса/л); D – детрит – взвешенное в воде неживое органическое вещество отмерших остатков планктона, подверженное активному бактериальному гидролизу (в мг сух. веса/л); C – углерод, входящий в состав растворенных в воде органических веществ (мг С/л); N – азот, входящий в состав растворенных в воде органических веществ (мг N/л); P – фосфор, входящий в состав растворенных в воде органических веществ (мг P/л); NH₄ – азот аммония растворенных в воде минеральных веществ (мг N-NH₄ /л); NO₂ – азот нитритов растворенных в воде минеральных веществ (мг N-NO₂ /л); NO₃ – азот нитратов растворенных в воде минеральных веществ (мг N-NO₃ /л); PO₄ – фосфор фосфатов растворенных в воде минеральных веществ (мг P-PO₄ /л); X – вещество сухого остатка, содержащееся в воде в растворенном состоянии, не включающее в себя углерод, азот и фосфор, но составляющие вместе с ними сухой вес компонентов биоценоза и детрита (мгX/л); CO₂ – углерод, содержащийся в растворенной воде двуокиси углерода (мг С-CO₂/л); O₂- растворенный в воде молекулярный кислород (мгО/л). При моделировании круговорота токсиканта добавляется система уравнений его динамики в составе живых организмов, детрита, органического вещества взмученных донных илов и водной толще.

Моделирование сводится к решению задачи Коши для систем уравнений. Задача Коши ставится следующим образом [1]. Среди всех решений системы требуется найти решение, удовлетворяющее начальным условиям:

$$c_1|_{t=0} = c_1^{(0)}, c_2|_{t=0} = c_2^{(0)}, \dots, c_r|_{t=0} = c_r^{(0)}, \quad (5.2)$$

где $c_1^{(0)}, c_2^{(0)}, \dots, c_r^{(0)}$ – заданные значения биомасс и концентраций компонент.

В имитационной модели для расчетов используется метод Рунге-Кутты четвертого порядка. Метод Рунге-Кутты является семейством численных алгоритмов решения обыкновенных дифференциальных уравнений и их систем. Формально методом Рунге-Кутты является модифицированный и исправленный метод Эйлера, они представляют собой схемы второго порядка точности. Наиболее часто используется стандартная схема четвертого порядка.

Схема расчета по методу Рунге-Кутты, имеющая четвертый порядок аппроксимации представляет собой систему уравнений:

$$\left\{ \begin{array}{l} K_1 = f(x_k, y_k) \\ K_2 = f(x_k + \frac{h}{2}, y_k + \frac{h}{2} K_1) \\ K_3 = f(x_k + \frac{h}{2}, y_k + \frac{h}{2} K_2) \\ K_4 = f(x_k + h, y_k + h K_3) \\ y_{k+1} = y_k + \frac{h}{6} \cdot (K_1 + 2 K_2 + 2 K_3 + K_4) \end{array} \right. \quad (5.3)$$

Используемая для проведения экспериментов модель «Экотокс» обладает обширным функционалом учета и расчета параметров моделируемой экосистемы.

5.2. Моделирование первичной продукции фитопланктона

Внесение повышенных концентраций биогенных веществ в водный объект в результате человеческой деятельности приводит к повышенной интенсивности биосинтеза организмов фитопланктона. Поэтому моделирование интенсивности первичной продукции фитопланктона является важным аспектом работы используемой модели.

Основными характеристиками среды, определяющими скорость первичного биосинтеза планктонных водорослей, являются: температура воды, величина поступающей на поверхность воды солнечной радиации, наличие ледяного и снежного покрова, мутность воды, концентрация питательных соединений [32].

Согласно принципу Митчерлиха, интенсивность биосинтеза имеет многофакторную зависимость от условий среды:

$$\mu_F = f(t) \cdot f(I) \cdot f(B), \quad (5.4)$$

где $f(t)$ – максимальная интенсивность чистого биосинтеза, являющаяся функцией температуры (t); $f(I)$ – функция влияния света (I) – функция влияния света (I) на уменьшение μ_F ; $f(B)$ – функция, отражающая влияние минерального питания на интенсивность чистого фотосинтеза.

5.2.1. Моделирование влияние температуры воды на первичную продукцию

Максимальная интенсивность чистого биосинтеза $f(t) = \mu_F^{max}$ для отдельных видов фитопланктона вычисляется по следующей формуле [32]:

$$f_{Fi}(t) = (a_{Fi} \ln V_{Fi} + b_{Fi}) * \exp(-a_{Fi} ((t - t_{Fi}^{onm}) / (t_{Fi}^{min} - t_{Fi}^{onm}))^2) \text{ при } t < t_{Fi}^{onm} \quad (5.5)$$

$$f_{Fi}(t) = (a_{Fi} \ln V_{Fi} + b_{Fi}) * \exp(-a_{Fi} ((t - t_{Fi}) / (t_{Fi}^{max} - t_{Fi}^{onm}))^2) \text{ при } t > t_{Fi}^{onm} \quad (5.6)$$

где t_{Fi}^{min} и t_{Fi}^{max} – граничные значения диапазона термотолерантности; t_{Fi}^{onm} – температурный оптимум; V_{Fi} – средний объем клеток фитопланктона i – го вида; a_{Fi} , b_{Fi} , α_{Fi} – эмпирические коэффициенты, значения которых приводятся, в частности Ю.Н. Сергеевым, В.В. Дмитриевым и др. [1, 32].

5.2.2. Моделирование влияния содержания биогенных элементов на первичную продукцию

Влияние концентрации биогенных веществ на величину первичной продукции $f(B)$ определяется по модели Михаэлиса – Ментен – Моно:

$$\mu_F = f(P) = \mu_F^{max} * P / (K_P + P), \quad (5.7)$$

$$\mu_F = f(N) = \mu_F^{max} * N_s / (K_N + N_s), \quad (5.8)$$

$$\mu_F = f(C) = \mu_F^{max} * Si / (K_{CO_2} + CO_2), \quad (5.9)$$

где μ_F^{max} – максимально возможная μ_F , зависящая от температуры воды и индивидуальных объемов клеток водорослей; P – концентрация в воде фосфора фосфатов; N_s – концентрация суммарного доступного фитопланктону азота, определяемая по формуле $N_s = NH_4 + a(NO_2 + NO_3)$, $a = 1 / (1 + (NH_4 / NH_{4крит})^4)$; CO_2 – концентрация в воде углерода углекислоты; K_P , K_N , K_{CO_2} – константы «полунасыщения» по фосфору, азоту, углероду, имеющие размерность концентрации и соответствующие такому её значению, при котором μ_F равна половине от μ_F^{max} ; $NH_{4крит}$ – критическая концентрация аммонийного азота, при которой происходит переключение азотного питания фитопланктона с аммонийного на нитратное и нитритное, « a » – параметр, регулирующий гладкость переключения азотного питания [32].

5.2.3. Моделирование влияние освещённости на первичную продукцию

Функция взаимосвязи освещенности $I_{(z)}$ на глубине z от освещенности на поверхности воды $I_{(0)}$ имеет вид:

$$I_{(z)} = I_{(0)} e^{-\gamma z}, \quad (5.10)$$

где γ - коэффициент ослабления света взвесью и водой (1/м).

Формула для определения средней интегральной величины освещенности водного слоя толщиной H имеет вид:

$$I = (I_0 \cdot k \cdot K_l \cdot (1 - \exp(-\gamma H))) / \gamma H, \quad (5.11)$$

где I_0 – поступающая на поверхность воды суммарная за сутки солнечная радиация (кал/см² сут или МДж/м² сут); k – коэффициент отражения солнечной радиации поверхностью воды и её поглощения поверхностной плёнкой; K_l – коэффициент, отражающий зависимость количества проникающего под лёд света от толщины и степени загрязнения льда и снежного покрова на поверхности льда; γ - коэффициент ослабления света суммарной взвесью и водой: коэффициент экстинкции с размерностью 1/м.

Влияние освещенности на удельную скорость роста планктонных водорослей $f(I)$ в соответствии с функциями Райтера и Дж. Стила рассчитывается по выражению [32]:

$$f(I) = I / I_{opt} \cdot \exp(1 - I / I_{opt}), \quad (5.12)$$

где I – средняя интегральная освещенность в слое или освещенность, приходящая на горизонт; I_{opt} – оптимальная освещенность, задаваемая константой или с учетом характеристики области светового насыщения Дж. Толлинга (I_k) по формуле:

$$I_{opt} = I_k \cdot e, \quad (5.13)$$

где e – основание натурального логарифма. Параметр I_k специфичен для видов фитопланктонных организмов, изменяется также зонально и по сезонам года. Функция влияния освещенности на интенсивность продукции $f(I)$ изменяется в диапазоне от 0 до 1.

6. Параметры моделируемого водоема

Модель «Экотокс» ориентирована на изучение экосистем проточных водоемов, характерных для Северо-Западного региона России. Поэтому значения внешних экологических факторов: внутригодовой динамики температуры воды, фотосинтетически активной солнечной радиации, атмосферного давления, скорости ветра были приняты типичными для Северо-Запада России [33].

Внутригодовая динамика содержания биогенных элементов и органики в речном стоке принята в соответствии с обобщёнными данными для рек южной группы российской части водосбора Финского залива: Куньи, Синей, Сороти, Шарьи [34]. Расположение постов мониторинга химического состава речных вод на данных реках и частных водосборов этих рек выше постов мониторинга представлено на рисунке 1.

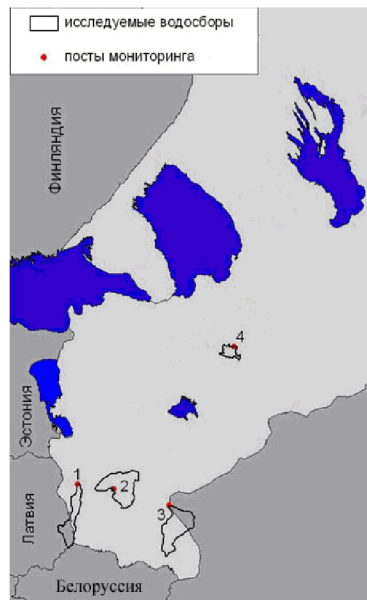


Рисунок 1. Схема постов мониторинга на реках и частных водосборов рек выше постов:
 1) р. Синяя – д. Рябово; 2) р. Сороть – д. Осинкино; 3) р. Кунья – д. Уварово;
 4) р. Шарья – д. Гремячево

Выбор данных по этим рекам обусловлен тем, что антропогенная составляющая биогенного стока в эти реки практически отсутствует [34]. Эта особенность позволяет использовать полученную обобщённую динамику содержания биогенных элементов и органики в речном стоке для моделирования функционирования водной экосистемы, отражающей естественные особенности экосистем проточных водоёмов данного региона. Функционирование этой абстрактной экосистемы служит своеобразным «эталоном» для выявления с помощью численных модельных экспериментов результатов антропогенного воздействия на поведение реальных экосистем. Для этого проводится сравнение результатов имитирующего какое-либо антропогенное воздействие эксперимента с «эталонным» функционированием модели экосистемы при отсутствии антропогенной нагрузки.

Значения постоянных коэффициентов и параметров формализованных транслокационных процессов соответствовали значениям, которые были приняты при моделировании экосистемы пролива Бьеркезунд [31]. Параметры водообмена, глубины водоема, режима проточности характеризовали распространённый тип озёр Северо-Западного региона России [12,13]. На основании выполненной обработки данных о характеристиках озёр северо-запада России для моделируемого водоёма были приняты следующие параметры: объём – 0.1 км^3 ; коэффициент условного водообмена – 4; максимальная глубина водоема – 8 м.

При подготовке входных данных о внутригодовой динамике суммарного расхода поступающих в водоём речных вод была произведена линейная интерполяция

осреднённых суммарных значений расходов рек южной группы, относящихся к основным гидрологическим фазам водного режима: зимней межени, подъёму половодья, спаду половодья и т.д. Внутригодовая динамика рассчитанного расхода поступающих речных вод приведена на рисунке 2. Данные по содержанию в поступающем в водоём речном стоке абиотических компонентов основаны на результатах многолетних наблюдений водоемов северо-запада России [1], а также по материалам ежегодников Ресурсов поверхностных вод СССР и представлены на рисунках 3 – 8. Данные о содержании в поступающем речном стоке биомасс фито- и зоопланктона, о плотностях моллюсков и олигохет в донном сообществе основаны на результатах многолетних наблюдений водных объектов северо-запада России [1].

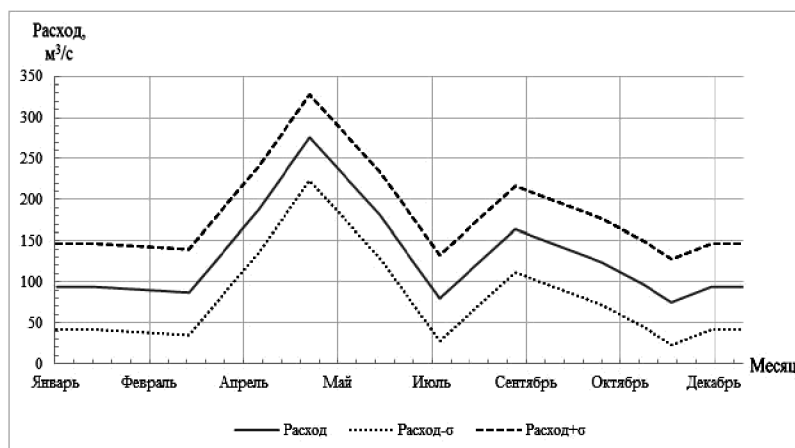


Рисунок 2. Внутригодовая динамика расхода поступающих речных вод

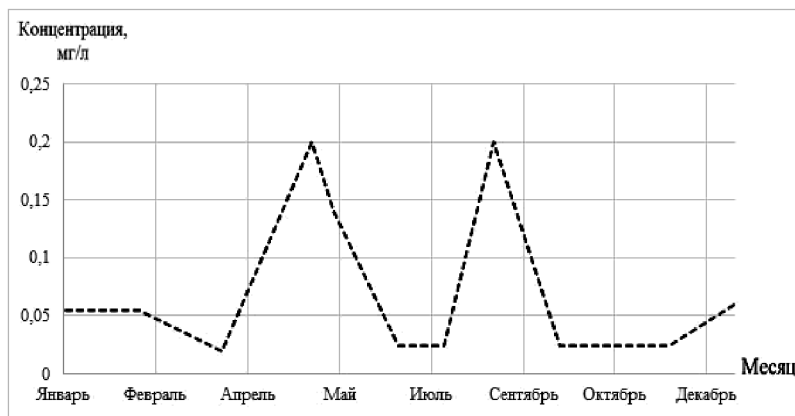


Рисунок 3. Внутригодовой ход содержания азота аммонийного в речной воде

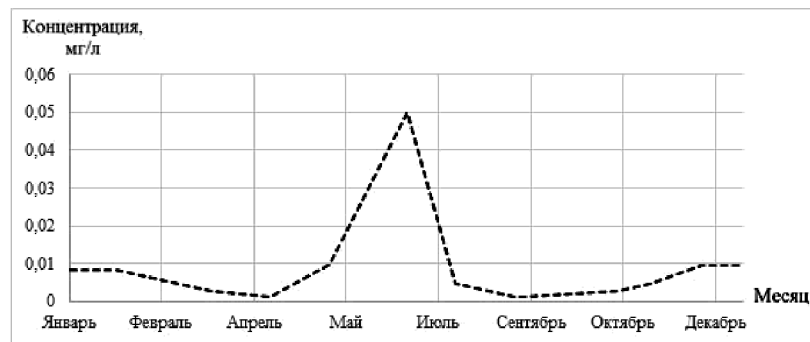


Рисунок 4. Внутригодовой ход содержания азота нитритного в речной воде

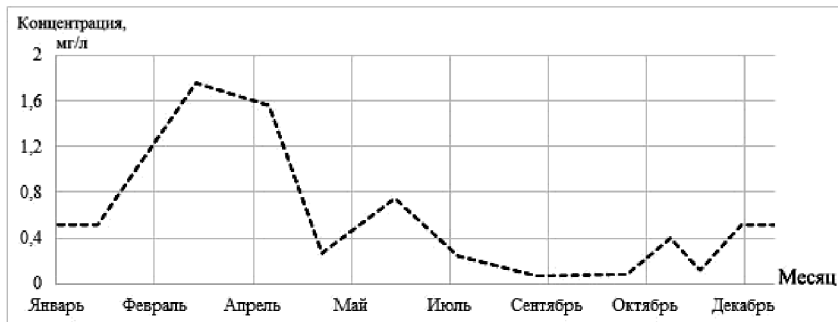


Рисунок 5. Внутригодовой ход содержания азота нитратного в речной воде

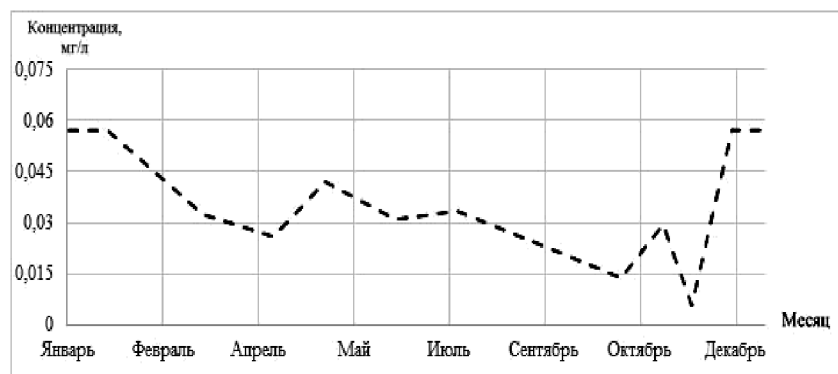


Рисунок 6. Внутригодовой ход содержания фосфора фосфатов в речной воде

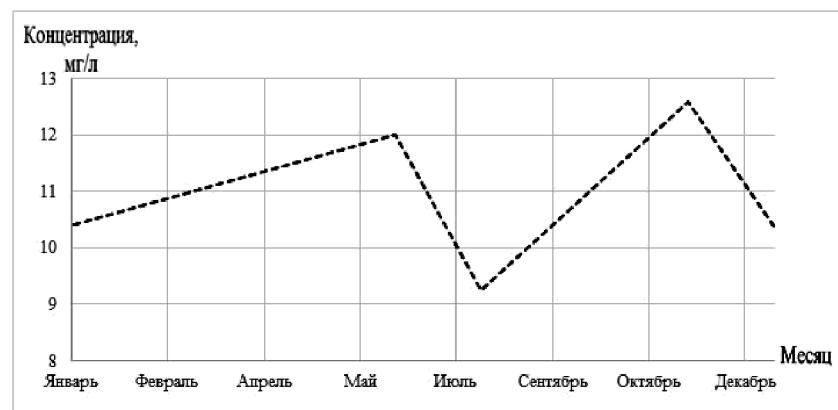


Рисунок 7. Внутригодовой ход содержания растворенного кислорода в речной воде

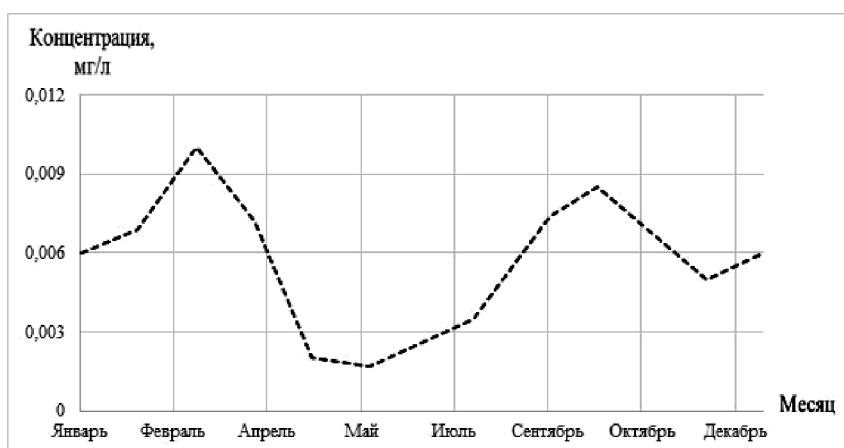


Рисунок 8. Внутригодовой ход содержания углерода растворенного углекислого газа в речной воде

7. Результаты моделирования

7.1. Специфика экспериментов

В рамках исследования особенностей отклика экосистемы проточного водоема на изменение притока биогенных элементов был выполнен ряд численных экспериментов с моделью. Спецификой каждого эксперимента являлось различное содержание биогенных веществ, поступающих с речными водами в моделируемый водоем, остальные параметры модели и внешние экологические факторы оставались неизменными. Были выполнены 4 эксперимента с различными концентрациями биогенных веществ в поступающем речном стоке – «эталонный» вариант (внутригодовая динамика концентраций биогенных элементов задан в соответствии с обобщением результатов мониторинга южной группы рек) и ряд экспериментов с концентрациями, превышающими «эталонные» в 1.5, 3 и 5 раз.

7.2. Фитопланктон

На рисунке 9 представлена внутригодовая динамика биомассы диатомовых водорослей при различных уровнях биогенной нагрузки. На нём и последующих рисунках проценты обозначают увеличение содержания биогенных элементов в речном стоке по сравнению с «эталонным» вариантом модели.

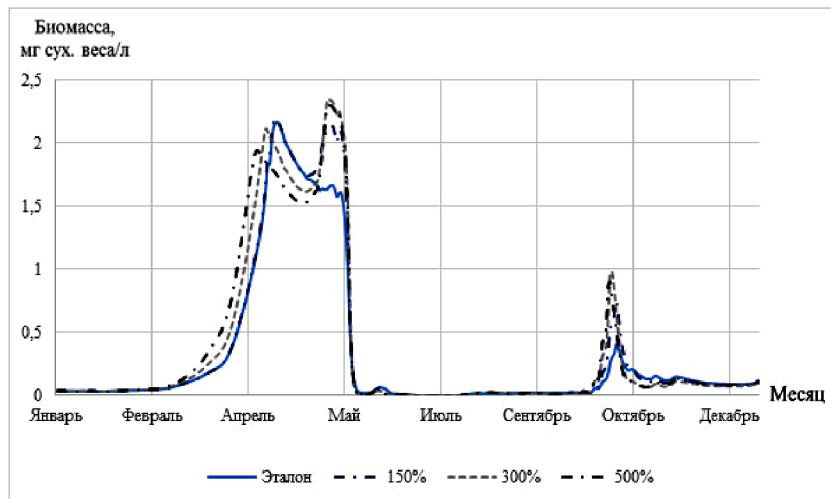


Рисунок 9. Внутригодовая динамика биомассы диатомовых водорослей

На графике выделяется два пика биомассы диатомовых водорослей – апрель-май и с середины сентября по октябрь. Анализ графика показывает увеличение максимальной биомассы фитопланктона данной группы на 15% при увеличении концентрации биогенных. Следует отметить появление второго весеннего пика при моделировании повышенных биогенных нагрузок. В этом случае максимальная биомасса увеличивается на 45% относительно эталонного варианта. В период осенней вспышки развития диатомовых водорослей увеличение максимальной биомассы относительно эталонного значения достигает 240% при пятикратном увеличении содержания биогенных элементов в поступающих речных водах.

На рисунке 10 представлена внутригодовая динамика биомассы остальных водорослей за исключением сине-зелёных при различных уровнях биогенной нагрузки. Отмечается два периода высокой биомассы: относительно кратковременный, приходящийся на конец весны и растянутый летне-осенний. Максимальные значения биомассы во время весеннего и летне-осеннего периодов развития в варианте с максимальной биогенной нагрузкой составляют соответственно 161% и 119% от максимальных биомасс в эти периоды в эталонном варианте.

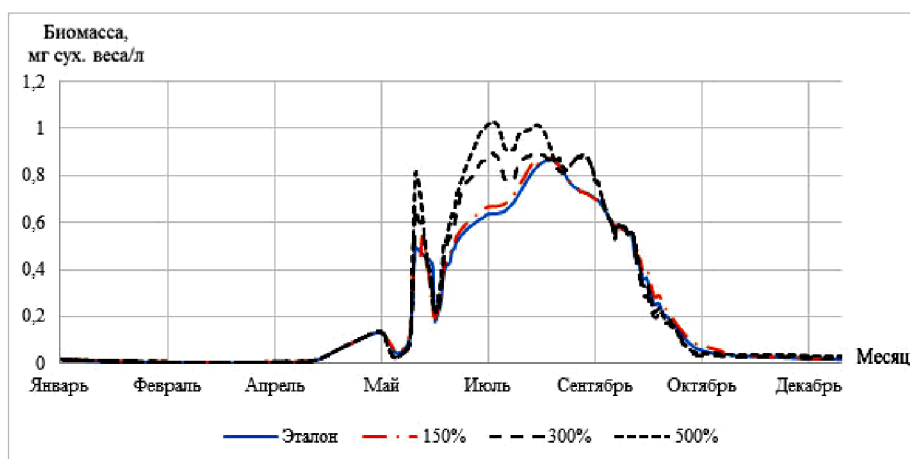


Рисунок 10. Внутригодовая динамика биомассы фитопланктона за исключением диатомовых и сине-зелёных водорослей

На рисунке 11 изображен график внутригодового хода биомассы сине-зелёных водорослей. В годовой динамике можно выделить три пика биомассы – приходящиеся на конец весны, начало лета и начало осени. Во время первого и третьего пика отклика на повышение биогенной нагрузки практически не наблюдается (повышение биомассы составляет не более 5% относительно эталонного варианта). Во время летней вспышки развития отмечается заметный отклик на увеличение концентрации биогенных веществ – при пятикратном увеличении поступления биогенных веществ максимальная биомасса составляет 127% от эталонной. Стоит отметить смещение начала весеннего пика развития при увеличении биогенной нагрузки на более ранний срок.

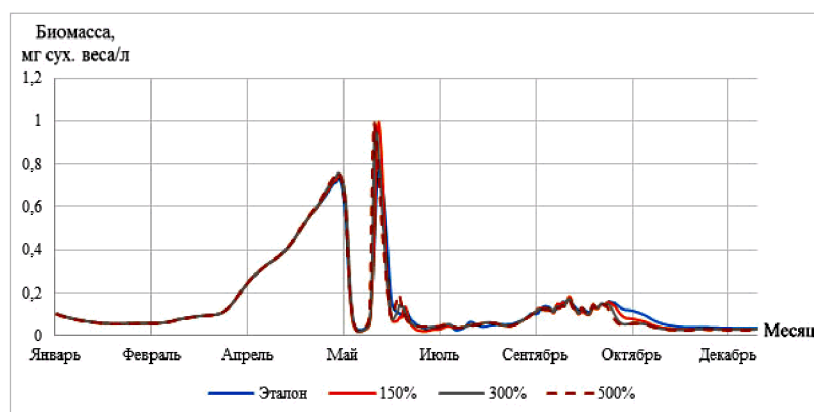


Рисунок 11. Внутригодовая динамика биомассы сине-зелёных водорослей

7.3. Зоопланктон

На рисунке 12 представлена внутригодовая динамика биомассы растительного фитопланктона. Здесь наблюдается несколько максимумов, приходящихся на начало лета и середину осени. С увеличением биогенной нагрузки в 5 раз происходит увеличение

среднегодовой концентрации данной группы зоопланктона относительно эталонной на 36%. Поскольку пищей данной группы гидробионтов являются организмы фито- и бактериопланктона, а также планктоногенный детрит, то увеличение среднегодовой биомассы обусловлено повышением продуктивности фитопланктона в результате увеличения притока биогенных веществ с речными водами.

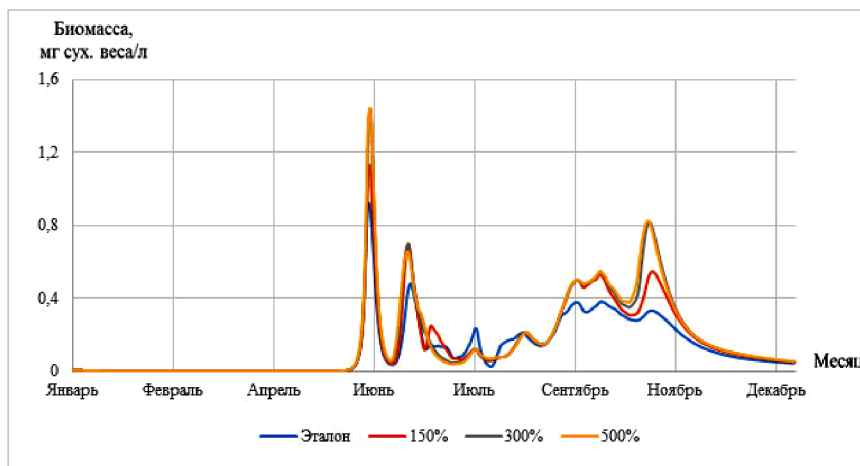


Рисунок 12. Внутригодовая динамика биомассы растительноядного зоопланктона

На рисунке 13 приводится внутригодовая динамика концентрации хищного зоопланктона. Здесь также выделяется несколько пиков, связанных с увеличением биомассы растительноядного зоопланктона, являющегося пищей хищного зоопланктона. При увеличении биогенной нагрузки среднегодовая биомасса хищного зоопланктона возрастает незначительно – её увеличение относительно эталонного варианта составляет только 10% при увеличении поступления биогенных элементов с речным стоком в 1.5 раза и 13% при пятикратном увеличении.

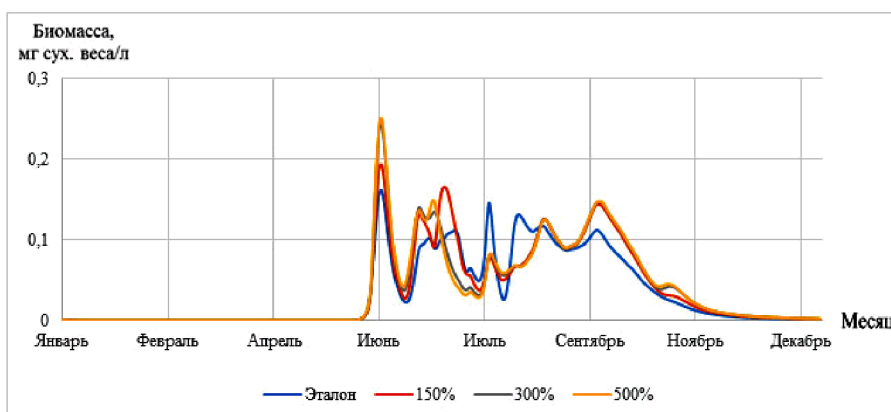


Рисунок 13. Внутригодовая динамика биомассы хищного зоопланктона

7.4. Растворенный кислород

На рисунке 14 представлен график внутригодового хода концентрации растворённого кислорода. На графике можно выделить два минимума содержания – приходящийся на первые дни июня и с конца августа по ноябрь. Данный характер динамики содержания может быть объяснен отмиранием планктонных организмов после весеннего и осеннего пиков развития и деструкцией их останков. При увеличении биогенной нагрузки снижение концентрации растворённого кислорода увеличивается.

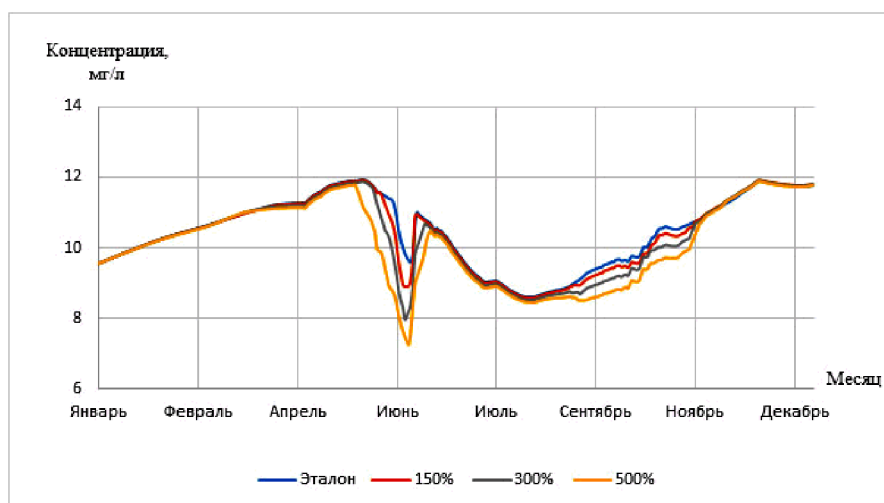


Рисунок 14. Внутригодовой ход содержания растворенного кислорода

В эталонном варианте минимальная концентрация кислорода в начале лета снижается до 9.64 мг/л. При увеличении притока биогенных веществ с речным стоком в полтора раза концентрация снижается до 8.9 мг/л (92% от эталонного). При увеличении притока биогенных веществ в три раза минимальное содержание растворенного кислорода снижается до 8.2 мг/л (85% от эталонного). В случае же пятикратного увеличения притока биогенных элементов минимальная концентрация растворённого кислорода уменьшается до 7.3 мг/л, что составляет 75% от значения в эталонном варианте.

Выводы

На основании результатов проведенных модельных экспериментов можно сделать следующие выводы об особенностях функционирования абстрактной водной экосистемы при различных уровнях биогенной нагрузки:

1. При всех численных экспериментах наблюдается два пика развития фитопланктона – весенне-летний и летне-осенний;

2. При всех экспериментах первый весенне-летний пик развития превышает летне-осенний для диатомовых и сине-зеленых водорослей, ситуация с остальными водорослями обратная;
3. Увеличение поступления биогенных элементов оказывает влияние на время начала весенне-летнего пика биомассы для диатомовых водорослей;
4. Увеличение поступления биогенных веществ увеличивает интенсивность продукции во время пиков развития для всех групп организмов фитопланктона;
5. Вследствие увеличения количества поступающих биогенных веществ наблюдается рост концентрации зоопланктона в периоды их максимальных значений, но без смещения максимумов во времени;
6. При увеличении поступления биогенных веществ наблюдается снижение концентрации растворенного кислорода в летний и осенний периоды, что обусловлено повышением расходования кислорода на разложение отмершей органики.

Литература

1. *Сергеев Ю.Н., Сулин Лю.* Модели водных экосистем. Имитации антропогенного эвтрофирования водоемов // СПб: Изд. «ГеоГраф», 2005. 320 с.
2. *Мякишева Н.В. (под ред. Карлина Л.Н.).* Многокристальная классификация озер // СПб: Изд-во РГГМУ, 2009. 160 с.
3. *Смирнова Н.П., Исаченко А.Г., Андроникова И.Н.* Теоретические вопросы классификации озёр // СПб: Наука, 1993. 192 с.
4. *Квасов Д.Д.* Возрастно-генетическая классификация котловин озёр Северной и Центральной Евразии // Известия ВГО, 1986, т. 118, вып. 6, с. 492.
5. ГОСТ 17.1-1.02-77 Охрана природы. Гидросфера. Классификация водных объектов // М.: Госстандарт, 1977. – 21 с.
6. *Романенко В.Д., Оксюк О.П., Жукинский В.Н., Стольберг Ф.В., Лаврик В.И.* Экологическая оценка воздействия гидротехнических сооружений на водные объекты // Киев: Наукова Думка, 1990. – 256 с.
7. *Богословский Б.Б.* О районировании озёр СССР по водному балансу // Труды III Всесоюз. гидрол. съезда, 1958, т. 4, с. 25.
8. *Григорьев С.В.* О некоторых определениях и показателях в озероведении // Труды Карельского филиала АН СССР, 1959, вып. 18.

9. *Белецкая Р.В.* Морфометрические особенности озёрных котловин и их влияние на экологическое состояние лимносистем (На примере равнинных озёр ледникового происхождения) // Автореферат диссертации на соискание степени кандидата географических наук 25.00.27: Санкт-Петербург, 2004. 183 с. РГБ ОД, 61:04-11/161.
10. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии // Л.: ГМИ, 1953. 296 с.
11. *Китаев С.П.* Экологические основы биопродуктивности озёр различных природных зон // М.: Наука, 1984. 208 с.
12. *Хорбаладзе М.А.* Пространственно-временные закономерности межгодовой изменчивости колебаний уровней воды озёр Северо-Запада // автореферат диссертации на соискание степени кандидата географических наук. ИНОЗ РАН, Санкт-Петербург, 1997. 22 с.: ил. РГБ ОД, 9 98-3/1459-1
13. *Малозёмова О.В.* Морфометрическая характеристика озёр в различных ландшафтах востока Ленинградской области // Известия Российского государственного педагогического университета имени А.И. Герцена. № 144: Научный журнал. СПб, 2012. с. 112-121.
14. *Науменко М.А.* Эвтрофирование озёр и водохранилищ // СПб: РГГМУ, 2007. 100 с.
15. *Даценко Ю.С.* Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты // М.: ГЕОС, 2007. 252 с.
16. *Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т.* Экологическое нормирование и устойчивость природных экосистем // СПб, Наука, 2004. 294 с.
17. *Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р.* Умирающие озёра. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования // Л.: ГМИ, 1990. 279 с.
18. Третьяков В.Ю., Селезнев Д.Е. Особенности стока биогенных элементов со слабо антропогенезированных водосборов бассейна Финского залива // Балтийский регион, 2011, №1(7). С. 71-77. Калининград, изд-во РГУ им. И. Канта, 2011.
19. *Яценко-Степанова Т.Н., Немцева Н.В., Игнатенко М.Е.* Основные подходы к определению трофности природных водоемов // Бюллетень Оренбургского научного центра УрО РАН, 2014, №1. С. 1-7.
20. *Мосин О.В.* Основные экологические проблемы Балтийского моря и пути их решения // Балтийский регион. 2011. №1 (7). С. 71-77. Калининград, Изд-во РГУ им. И. Канта, 2011.
21. *HELCOM.* Proportion of sources contributing to water bourne nitrogen and phosphorus input into the Baltic Sea // HELCOM. 2006. N 102.
22. *Bianchi T. S., Westman P., Andren T., Rolff C., Elmgren R.* Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: natural or human induced? // Limnol. Oceanogr. 2000. Vol. 45. P. 716—726.

23. The Baltic Sea Joint Comprehensive Environmental Action Programme // HELCOM. Helsinki, 1993. (Balt. Sea Environ. Proc. No. 48). P. 3—20.
24. Антоновский М.Я., Семенов С.М. Математические методы экологического прогнозирования // М.: «Знание», 1978. 64 с.
25. Rogovaya O.G. Экологическое моделирование: практика // СПб: ООО «Книжный Дом», 2007. 104 с.
26. Менишуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н. Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор) // Водные ресурсы. – 2014. № 1. С. 24-38.
27. Trolle D., Skovgaard H., Jeppesen E. The Water Framework Directive: Setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM–CAEDYM // Ecological modelling. 2008. Vol. 219 P. 138-152.
28. Умнов А. А. Математическое моделирование биотических потоков вещества и энергии в пресноводных экосистемах // СПб: Наука, 1997. 136 с.
29. Jorgansen S.E. Handbook of Ecological Modeling and Informatics // London, 2009. 35 p.
30. Третьяков В.Ю., Степанова С.В. Влияние режима проточности и морфометрии водоёма на внутригодовую динамику содержания биогенных элементов в водной экосистеме // Метеорологический вестник. 2010. №2(7). С. 30-56.
31. Третьяков В.Ю., Дмитриев В.В. Исследование возможных сценариев функционирования экосистемы пролива Бьеркезунд на имитационной модели // Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. Тез. докл. Всеросс. научной конф. СПб: изд. РГГМУ, 1999. С.151-153.
32. Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем // СПб: СПбГУ, 1995. 216 с.
33. Сергеев Ю.Н., Кулеш В.П., Дмитриев В.В. и др. Экосистема озера Ильмень и его поймы (под ред. акад. РЭА Ю.Н. Сергеева) // СПб: СПбГУ, 1997. 274 с.
34. Селезнев Д.Е. Особенности внутригодовой изменчивости естественного стока минеральных форм азота и фосфора с водосбора Финского залива // [Электронный ресурс]: Современные проблемы науки и образования. Электрон. журн. 2014. URL: www.science-education.ru/pdf/2014/4/180.pdf

**SIMULATION OF FLOWING WATER RESERVOIR
EUTROPHICATION
ПИСЬ**

V.Yu. Tretyakov (associate professor^{1,2}), **M.A. Zheltyshev** (student²)

¹ *St. Petersburg State University, 199034, St. Petersburg, Universitetskaya nab. 7*

E-mails: v_yu_tretyakov@mail.ru;

² *Russian State Hydrometeorological University,*

195196, St. Petersburg, Malookhtinsky prospect, 98

E-mails: v_yu_tretyakov@mail.ru, mihalich93@bk.ru

Results of computer simulation of functioning of an abstract flowing water reservoir ecosystem under anthropogenic eutrophication are considered. The reservoir parameters and external ecological factors correspond to conditions of the Russian part of the Finnish Gulf watershed. In the standard version of the model the intra-annual dynamics of biogenic elements and organic matter concentrations in the inflowing river's water reflects generalized seasonal dynamics of the substations upon condition of absence of anthropogenic impact. Increase of the biogenic load due to anthropogenic impact is simulated in a number of numerical experiments with the model.

Keywords: simulation, anthropogenic eutrophication, intra-annual dynamics of substances.